ISSN 1405-0471

# Madera y Bosques



INSTITUTO DE ECOLOGIA, A.C.

PRIMAVERA 2013 19(1)
Xalapa, Ver.

MADERA y BOSQUES
Vol. 19 Núm. 1 Primavera de 2013

**Madera y Bosques,** es una publicación del Instituto de Ecología, A.C., que edita la Red de Ambiente y Sustentabilidad. Los trabajos que publica tratan los temas de tecnología de productos forestales y del campo forestal en general, con énfasis en ecología forestal y manejo forestal. Se aceptan trabajos en español, inglés y ocasionalmente en otros idiomas. Su objetivo principal es constituirse en un medio de difusión de la investigación científica. Asimismo, publica contribuciones técnicas y estados del arte que incidan en el medio nacional e internacional. Es una publicación cuatrimestral que aparece en primavera, en verano y en otoño.



*Madera y Bosques*, Vol. 19 Núm. 1 de 2013. Número de Certificado de Reserva otorgado por el Instituto Nacional del Derecho de Autor: 04-2012-102312120900-102. Número de Certificado de Licitud de Título: 12906. Número de Certificado de Licitud de Contenido: 10479. Domicilio de publicación: Carretera Antigua a Coatepec núm. 351. El Haya. 91070. Xalapa, Ver., México. Imprenta: Tavera Hermanos, S.A. de C.V. Av. Lázaro Cárdenas 3052. Col. Chapultepec Sur. 58260, Morelia, Michoacán.
La suscripción anual para 2012 es de $450.00+$225.00 para gastos de envío al interior de la República y $50.00 USD al extranjero (no incluye gastos de envío). Precio por ejemplares sueltos $200.00 y $20.00 USD, respectivamente. Incluye costos de envío por correo aéreo. Suscripciones en México en International Magazine Subscriptions, Tenochtitlan núm. 26 L10 M7, Ampl. Tlacuitlapa, 01650 México, D.F. México, Tel/Fax (55) 5643-2939, ce:mmaximomx@yahoo.com.mx. Donaciones e intercambios, en el Instituto de Ecología, A.C., al c.e:libros@inecol.edu.mx.  Esta revista forma parte de los índices y portales de difusión ISI Web of Science (Science Citation Index Expanded), Journal of Citation Records (JCR), Revistas Mexicanas de Investigación en Ciencia y Tecnología (IRMICyT) del CONACYT, Redalyc, Dialnet, Periódica, Índice Iberoamericano de Información en Ciencia y Tecnología, SCOPUS, Actualidad Iberoamericana, CAB Forest Products Abstracts, Latindex y Seriunam.

# MADERA Y BOSQUES

Vol. 19 Núm. 1 Primavera de 2013

## CONTENIDO





**Nuestra portada:** Ejemplar de *Geoffreea decorticans* en el Chaco semiárido, Argentina.

**Autor:** Ana María Giménez.

# MADERA Y BOSQUES

Vol. 19 Num. 1 Spring 2013

## TABLE OF CONTENTS





**Our cover:** Tree of *Geoffreea decorticans* in the semiarid Chaco, Argentina.
**Author**: Ana María Giménez.

# EDITORIAL

En estos tiempos, la preocupación por los temas relacionados con los cambios climáticos ha ido en aumento entre la parte más informada de la sociedad. La difusión de problemas ambientales tiene un efecto positivo pues alienta la discusión sobre los efectos a largo plazo que estos fenómenos pueden tener sobre el ambiente y, sobre las actividades humanas. También, sirve para crear conciencia en buena parte de la población sobre las opciones que tenemos los seres humanos y acerca de cuáles medidas se deberían adoptar por la sociedad a fin de atenuar los eventuales efectos negativos. Es de presumirse que, en el futuro previsible, nadie podrá argüir que no ha tenido a su alcance noticias acerca de lo que pasa en su entorno en relación con los temas y problemas ambientales; en ese escenario, presumimos que el conjunto de la sociedad tomará medidas informadas, con la aspiración de conservar las condiciones del ambiente lo menos alteradas posibles para permitir un desarrollo armónico del ser humano con la naturaleza. Esta revista tiene como propósito servir de foro para los estudiosos del tema forestal que, hoy por hoy, es uno de los que más relevancia tienen con respecto al aprovechamiento racional y la conservación de los recursos naturales.

En este número incluimos seis trabajos de gran importancia. El primero tiene que ver el encalado del suelo y el potencial de inoculación de una multicepa con propágulos de hongos micorrícicos arbuscular en el desarrollo y acumulación de fósforo de Pinus halepensis Mill., cultivado en un suelo andisol. En invernadero se evaluó la aplicación de cal para elevar el pH del suelo a diferentes niveles con y sin la adición de micorriza. Los resultados mostraron que la inoculación micorrícica o el encalado del suelo para elevar el pH del suelo promovieron el mayor desarrollo de los brinzales medido como peso seco aéreo, diámetro del tallo, altura y volumen radical, así como en la acumulación de fósforo por las plantas, en comparación con el testigo (sin cal agrícola o sin inocular). El encalado estimuló el porcentaje de colonización, independientemente de la inoculación. La validación en campo del tratamiento de encalado e inoculación con HMA promovió 95% de supervivencia de los árboles con incrementos significativos en altura y diámetro de tallo. Los resultados de invernadero y campo sugieren la conveniencia de encalar e inocular con micorriza arbuscular como prácticas efectivas para el establecimiento comercial de P. halepensis en andisoles del estado de México.

El segundo artículo describe la patogenicidad de Chrysoporthe cubensis en clones de Eucalyptus grandis y E. urophylla en el sureste de México. Estas especies de eucalipto son las más promisorias para las plantaciones forestales en el sureste de México. Su potencial de producción está amenazado por el patógeno del cancro, Chrysoporthe cubensis (Bruner) Gryzenhout & M.J. Wingf., que afecta a la mayoría de los árboles y puede ocasionar daños al arbolado de E. grandis y afectar un gran porcentaje del volumen comercial en ambas especies. Este estudio se realizó para evaluar la patogenicidad de C. cubensis en clones de E. grandis y cuatro de E. urophylla. Los resultados mostraron que los aislamientos de C. cubensis son capaces de causar lesiones en las ramas jóvenes de los clones de ambas especies, observándose diferencias significativas entre los clones y los aislamientos.

El tercer manuscrito trata el tema del crecimiento de árboles individuales de Geoffreea decorticans Burk. en un bosque del Chaco semiárido, Argentina. El objetivo del trabajo es contribuir al conocimiento del crecimiento de árboles individuales de esta especie (chañar),

*definir en función de la edad la evolución del incremento radial (IR), diámetro a la altura del pecho (DAP), sección normal (SN) y estimar el incremento medio (IMA) y anual (IA) con el fin proponer directrices para la correcta gestión de la especie. El estudio fue realizado en un bosque del Chaco Semiárido, Parque Los Quebrachos, Alberdi, Santiago del Estero, Argentina. El chañar presenta anillos de crecimiento bien demarcados con incremento radial importante. Este crecimiento permite definir el manejo en rotaciones cortas.*

*El siguiente documento plantea los estudios que se hicieron para generar la estimación de contenido de carbono de la biomasa aérea en la cuenca del Río Magdalena, México, de seis tipos de cobertura vegetal. Esta cuenca está ubicada en el suelo de conservación del Distrito Federal. Para ello, se elaboró un mapa de las clases de cobertura vegetal y uso de suelo del área de estudio mediante la fotointerpretación de fotografías aéreas. La cobertura vegetal que presentó mayor cantidad de carbono almacenado corresponde a la clase de* Abies religiosa *cerrado; le sigue la clase de* Abies religiosa–Pinus hartwegii *cerrado y la clase de* Abies religiosa *abierto. Las clases de* Pinus *sp. y* Pinus hartwegii *cerrado, de* Pinus hartwegii–Abies religiosa *cerrado y de* Pinus hartwegii *abierto, almacenan menor cantidad de carbono.*

*Otro artículo describe los modelos desarrollados para estimar las tarifas de biomasa aérea para abedul (*Betula pubescens *Ehrh.) y roble (*Quercus robur *L.) en Galicia, noroeste de España. Se emplearon datos obtenidos con el muestreo destructivo de 50 abedules y 50 robles, en los que se obtuvo el peso seco de biomasa total y por fracciones. Se seleccionaron los modelos que presentaban el mejor ajuste para cada fracción de biomasa arbórea considerada. Se realizó un ajuste simultáneo de las ecuaciones de estimación de biomasa por fracciones junto con la de biomasa total, empleando el procedimiento estadístico denominado NSUR (Nonlinear Seemingly Unrelated Regressions). También fue necesario un ajuste ponderado para corregir la existencia de heterocedasticidad. El número de condición verificó que no existían problemas graves de multicolinealidad. Al final se obtuvo, para cada especie, un sistema de siete ecuaciones de estimación de biomasa aérea para las distintas fracciones y para la biomasa total. Estas ecuaciones explicaron gran parte de la variabilidad observada en la biomasa total para abedul y roble. Se recomienda la utilización de las ecuaciones desarrolladas en este estudio en sustitución de las ecuaciones de biomasa existentes para la región.*

*Finalmente, se presenta un trabajo para hacer la reconstrucción dendrocronológica de patrones de precipitación de largo plazo en el Parque Nacional de Basaseachi, Chihuahua, México. El propósito fue generar una cronología de anillos de crecimiento y usarla como método indirecto para el desarrollo de una reconstrucción de precipitación estacional en el sitio de estudio. Para el desarrollo se colectaron núcleos de crecimiento de ejemplares de tres especies de pino. Con los índices dendrocronológicos y datos de precipitación de la estación climática más cercana se generó un modelo de regresión lineal bivariado que tuvo una varianza significativa. La precipitación de los meses de octubre, diciembre, febrero y abril fue la más correlacionada con el grosor de los anillos. La reconstrucción se extendió 225 años, de 2007-1782. Durante este tiempo ocurrieron trece sequías severas, diez de las cuales afectaron grandes áreas en el norte y centro de México.Estamos seguros que estos trabajos serán del mayor interés para los estudiosos de los temas del aprovechamiento forestal y la conservación de los recursos forestales del mundo.*

*Raymundo Dávalos Sotelo*
*Editor*

## EDITORIAL

*In these times, the concern for issues related to climate change has been increasing between the more informed part of society. The wide spread dissemination of news on environmental problems has, in general, a positive effect because it encourages discussion about the possible long-term effects these phenomena and facts can have on the environment and, ultimately, on human activities. At the same time, serves to raise awareness in good part of the population about the options that we have as human beings and about which measures should be taken by society in order to mitigate any negative effects. It is presumed that, in the foreseeable future, nobody can argue that he/she have not had news about what is happening in the environment in relation to issues and environmental problems; in this scenario, we hypothesize that the whole society will take informed action, with the aim of preserving the ambient conditions as least altered as possible, to permit harmonious development of human beings with nature. This journal aims to provide a forum for scholars of the forest subject which, today, is one of those who have more relevance with regard to the rational use and conservation of natural resources.*

*In this number, we include six articles of gear interest and relevance. The first one explains that, in order to evaluate soil liming and the potential of inoculation of a multistrain with propagules of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) in the development and accumulation of* P. halepensis *Mill phosphorus, grown in an Andisol, it was evaluated, in a greenhouse, the application of lime to raise the soil pH, with and without the addition of mycorrhizae. The results showed that mycorrhizal inoculation and the soil liming to pH of 6,0 to 6,5 led to a further development of seedling, measured in dry aerial weight, stem diameter, height, and root volume, as well as phosphorus accumulation by plants, compared with the control (with no agricultural liming and without inoculation with AMF). Liming stimulated the percentage of colonization, regardless inoculation with AMF. The field validation of the liming treatment and AMF inoculation promoted 95% survival of trees with an important increase in height and stem diameter, during an evaluation period of five months. The greenhouse and field results suggest the benefits of liming and inoculation with arbuscular mycorrhizal as effective practices for the commercial establishment of* P. halepensis *in Andisols in the state of Mexico.*

*The second article deals with the pathogenicity of* Chrysoporthe cubensis *to* Eucalyptus grandis *and* E. urophylla *clones in Southeastern of Mexico.* Eucalyptus grandis *S.T. Blake and* E. urophylla *Hill ex Maiden are the most promissory species for forest plantations in the southeastern of Mexico. Their production potential is threatened by the canker pathogen,* Chrysoporthe cubensis *(Bruner) Gryzenhout & M.J. Wingf., which affects most of the trees and can cause damage of about 43,6% in* E. grandis *trees and up to 40% of the merchantable volume of both species. This study was carried out to assess the pathogenicity of* C. cubensis *in six* E. grandis *and four* E. urophylla *clones. Results showed that the four isolates of* C. cubensis *are capable of causing lesions on young twigs of* Eucalyptus *clones and significant differences were observed between clones and isolates. All tested clones were susceptible to isolate A3, but exhibited varying levels of tolerance to the attack.*

*A third paper studies the growth of individual trees of* Geoffrea decorticans *Burk. In a forest from the semiarid Chaco, Argentina. The objective of this study was to improve the knowledge on the annual growth rates of* Geoffreea decorticans *(chañar), to define the evolution of annual growth*

*increment (IR), diameter at breast height (DAP), normal section (DN) with age, to estimate mean annual (IMA) and annual increment (IA) in order to propose guidelines for proper management of the species. The study was carried out in a semiarid Chaco forest, at Quebrachos Park, Alberdi, Santiago del Estero Province, Argentina. Definition of ring boundaries and ring with measuring were made with computerized equipment ANIOL and the computer program CATRAS. The data were analyzed with the statistical software package INFOSTAT. Chañar presented well-defined annual growth rings. The age of completion for DAP was determined to be the five years, and NS is achieved after 37 years. This growth rate can define the management on short rotations.*

*The following paper presents an estimation of carbon content in the Magdalena River basin, Mexico. Carbon content of aboveground biomass of six types of vegetation cover in the Magdalena River basin, located in the conservation land in the Mexico City, was estimated. Hence, a map of cover vegetation and land use to the study area was made; a hierarchical stratified sampling design with distribution systematic with a mesh of sampling sites equidistant of 550 meters was used for field work. The vegetation cover that showed the highest amount of carbon stored corresponds to the forest of the the* Abies religiosa *closed, followed by the* Abies religiosa - Pinus hartwegii *closed and* Abies religiosa *open; next were the covers of* Pinus *sp,* Pinus hartwegii *closed followed by* Pinus hartwegii - Abies religiosa *closed and* Pinus hartwegii *open.*

*The next paper presents models developed for above-ground biomass equations for birch (*Betula pubescens *Ehrh.) and pedunculate oak (*Quercus robur *L.) in Galicia (North Western Spain). Data from a destructive sampling of 50 birch trees and 50 pedunculate oak trees, that provided total dry biomass weight and dry biomass weight by components: wood, bark, branches of different thicknesses, and leaves, was used. Different models were fitted for each above-ground component and the best of them was chosen in a first step. All the models were refitted simultaneously by use of Nonlinear Seemingly Unrelated Regressions (NSUR) to ensure the additivity of the biomass equations. A system of seven equations for the different above-ground biomass components, and for the total biomass, was obtained for each species. These equations explained a great deal of the observed variability for total biomass. The developed biomass equations are recommended in substitution of the existing regional biomass equations.*

*Finally, a paper is included that describes the fendrochronological reconstruction of long-term precipitation patterns in Basaseachi National Park, Chihuahua, Mexico.The purpose of this study was to reconstruct the precipitation at Basaseachi National Park (BNP) in Chihuahua, Mexico.Tree-ring samples from pine species including* Pinus durangensis, P. lumholtzii *and* P.engelmannii *were collected in and near BNP and and they were cross-dated with existing chronologies. Ring widths of each sample were measured and models to remove non-climatic trends from the data were applied. The relationship between precipitation from the weather station in Yécora, Sonora, and the ring width indices were modeled using a bivariate linear regression. It was found that precipitation from the months of October, December, February and April was most highly correlated with tree ring growth. The reconstruction extends 225 years from 2007-1782. During this time period there were thirteen severe droughts, ten of which affected large areas in northern and central Mexico. We are sure these papers will be very useful for the researchers interested in forest utilization and management, as well as for those individuals and organizations focused in work to preserve the world´s natural resources*

*Raymundo Dávalos Sotelo*
*Editor*

ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN

# Encalado y micorriza para corregir deficiencia de fósforo en un Andisol cultivado con *Pinus halepensis*

## Lime and mycorrhizae in the phosphorus deficiencies correction in an andisol cultivated with *Pinus halepensis* Mill.

María E. Álvarez-Sanchez[1], Elizabeth Hernández-Acosta[1*], Ranferi Maldonado-Torres[1] y Miguel Rivera-González[2]

## RESUMEN

Con la finalidad de evaluar el encalado del suelo y el potencial de inoculación de una multicepa con propágulos de hongos micorrícicos arbuscular (HMA) en el desarrollo y acumulación de fósforo de *Pinus halepensis* Mill., cultivado en un Andisol, en invernadero se evaluó la aplicación de cal para elevar el pH del suelo de 5,3 a 5,5; 6,0 y 6,5; con y sin la adición de micorriza. Los resultados mostraron que la inoculación micorrícica o el encalado del suelo para alcanzar un pH de 6,0 a 6,5; promovieron el mayor desarrollo de los brinzales medido como peso seco aéreo, diámetro del tallo, altura y volumen radical, así como en la acumulación de fósforo por las plantas, en comparación con el testigo (sin cal agrícola o sin inocular con HMA). El encalado estimuló el porcentaje de colonización, independientemente de la inoculación con HMA. La validación en campo del tratamiento de encalado a pH de 6,5 e inoculación con HMA promovió 95% de supervivencia de los árboles con un incremento promedio en altura y diámetro de tallo de 22,1 cm y 5 cm, respectivamente, durante un período de evaluación de cinco meses. Los resultados de invernadero y campo sugieren la conveniencia de encalar e inocular con micorriza arbuscular como prácticas efectivas para el establecimiento comercial de *P. halepensis* en Andisoles del estado de México.

PALABRAS CLAVE:
Carbonato de calcio, inoculación micorrícica arbuscular, *Pinus halepensis* Mill.

## ABSTRACT

In order to evaluate soil liming and the potential of inoculation of a multistrain with propagules of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) in the development and accumulation of *P. halepensis* Mill phosphorus, grown in an Andisol, it was evaluated, in a greenhouse, the application of lime to raise the soil pH from 5,3 to 5,5; 6,0 and 6,5; with and without the addition of mycorrhizae. The results showed that mycorrhizal inoculation and the soil liming to pH of 6,0 to 6,5; led to a further development of seedling, measured in dry aerial weight, stem diameter, height, and root volume, as well as phosphorus accumulation by plants, compared with the control (with no agricultural liming and without inoculation with AMF). Liming stimulated the percentage of colonization, regardless inoculation with AMF. The field validation of the liming treatment to pH 6,5 and AMF inoculation promoted 95% survival of trees with an average increase in height and stem diameter of 22,1 cm and 5 cm, respectively, during an evaluation period of five months. The greenhouse and field results suggest the benefits of liming and inoculation with arbus-

1 Posgrado en Agroforestería para el Desarrollo Sostenible. Universidad Autónoma Chapingo. km 38.5 carretera México-Texcoco, Texoco, Méx. 56230. C.e.: edna_alvarez30@yahoo.com.mx
2 Exestudiante de posgrado. Universidad Autónoma Chapingo. km 38.5 carretera México-Texcoco, Texoco, Méx. 56230
* Autor para correspondencia: elizahac@yahoo.com

cular mycorrhizal as effective practices for the commercial establishment of *P. halepensis* in Andisols in the state of Mexico.

KEY WORDS:
lime, arbuscular mhycorrizae, *Pinus halepensis* Mill, Andisoil, phosphorus.

## INTRODUCCIÓN

En el oriente del estado de México existen bosques de clima templado con predominio de especies de cipreses, encinos y pinos. Los suelos donde se desarrolla esta vegetación son principalmente Andisoles, cuyas características distintivas son pH ácido y alto contenido de alofano, material amorfo que retiene el fósforo disponible y lo hace muy poco aprovechable para las plantas (Shoji *et al*., 1993). La baja disponibilidad de fósforo en estos suelos y el exceso de aluminio activo limitan el desarrollo y la producción de las plantaciones forestales. La reforestación y el aprovechamiento comercial de *P. halepensis* en Andisoles del estado de México como alternativa de manejo en estos ecosistemas alterados, requiere en el corto plazo después del trasplante, una rápida adaptación que maximice la supervivencia de los árboles; para esto, es necesario generar condiciones óptimas de nutrición para el desarrollo de dicha especie forestal, entre otros factores. El encalado de los suelos es una de las prácticas que se emplean para corregir deficiencias de fósforo, reducir los niveles de toxicidad del aluminio y favorecer la disponibilidad de nutrimentos como el calcio, magnesio y molibdeno (Alvarado y Fallas, 2004); también se recurre a la inoculación con micorrizas para aumentar la eficiencia en el aprovechamiento de los nutrimentos del suelo, en especial de fósforo.

Hasta hace pocos años, se consideraba que especies de la familia *Pinaceae* sólo desarrollaban simbiosis con los hongos ectomicorrícicos, sin embargo, trabajos realizados por Smith *et al.* (1998) y Cameron *et al.* (2011) demuestran que especies de la familia *Pinaceae*, como *P. contorta*, *P. ponderosa* y *P. strobus,* forman simbiosis con hongo micorrícico arbuscular (HMA) de la especie *Glomus intraradices.* La inoculación con HMA en algunas especies maderables en vivero ha mostrado algunos resultados prometedores en la supervivencia de los árboles en programas de restauración de comunidades tropicales (Ramos-Zapata y Guadarrama, 2004) y paisajismo (Appleton *et al.,* 2003; Wiseman y Wells, 2005).

La importancia ecológica de la colonización con HMA en especies vegetales típicamente ectomicorrícicos es escasa y amerita determinar si esta relación favorece la nutrición, desarrollo y supervivencia de plántulas de pinos para su producción comercial.

## OBJETIVO

Evaluar el encalado de un Andisol y el potencial de la inoculación con micorriza arbuscular en el desarrollo y acumulación de fósforo de brinzales de pino *P. halepensis* Mill. y validar en campo el mejor tratamiento en una plantación con dicha especie.

## METODOLOGÍA

### Experimento en invernadero

Se empleó un suelo con pH moderadamente ácido (5,3) medido en agua, un contenido bajo de fósforo disponible determinado por el método P-Bray (5 mg $kg^{-1}$), según las metodologías indicadas en la Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000 (Se-marnat, 2002). Con base en sus características, este suelo es clasificado como Andisol.

Se probaron dosis de 0 g $kg^{-1}$; 0,2 g $kg^{-1}$; 1,0 g $kg^{-1}$ y 2,0 g $kg^{-1}$ de suelo de cal agrícola ($CaCO_3$) con 90% de pureza, para incrementar el pH de 5,3 a 5,5; 6,0 y 6,5; con y sin inoculación micorrícica. La dosis de cal aplicada en cada tratamiento se estimó de acuerdo con la técnica de la curva de titulación descrita por Goijberg y Aguilar (1987), para alcanzar el pH deseado. El inóculo micorrícico comercial conocido como Endospor formado por las especies *Gigaspora margarita, Glomus mosseae, Glomus clarum, Glomus deserticola, Glomus etunicatum, Glomus brasilianum* y *Glomus intraradices*, se aplicó a una dosis de 5 g por brinzal, a través del agua de riego en el momento de la plantación.

El experimento correspondió a un factorial con el primer factor dado por el encalado (con cuatro niveles) y el segundo factor inoculación micorricica con dos niveles (sin y con inoculación); su combinación generó ocho tratamientos. Dadas las condiciones de invernadero, se empleó un diseño experimental completamente al azar con cinco repeticiones. La unidad experimental estuvo constituida por un recipiente que contenía un brinzal.

La dosis de cal se aplicó al suelo 15 días antes del trasplante, tiempo suficiente para lograr que se estabilizara el pH al valor propuesto; posteriormente, los brinzales de *P. halepensis* Mill. de 41 cm (desviación estándar (*ds*) = ± 3,0 cm) de altura promedio se colocaron en bolsas de polietileno negro con capacidad para 5 kg de suelo. El experimento tuvo una duración de cinco meses.

## Medición de variables de crecimiento

Al final del experimento, en cada uno de los brinzales, se midió la altura total de planta desde la base hasta el ápice y el diámetro del tallo en la base. Una vez extraído y lavado el sistema radical, se determinó su volumen en una probeta a partir del nivel de agua desplazada. Se colectaron muestras de raíz para evaluar la colonización micorrícica; el resto del material vegetal se secó en estufa de aire forzado a 70 °C y se registró el peso seco, luego se midió la concentración de fósforo en el tejido de la parte aérea en un digerido (mezcla de $HClO_4$ y $HNO_3$ concentrado, relación 1:2), mediante el método del fosfovanadomolibdato (Jackson, 1970). También se tomaron muestras de suelo de cada unidad experimental, para determinar pH (en agua, relación 1:2) y P-Bray (Semarnap, 2002).

Para evaluar la colonización micorrícica, se tiñeron raíces finas por el método de Phillips y Hayman (1970); el porcentaje de longitud radical colonizada se determinó por el método de las intersecciones. También se realizaron cortes histológicos y tinción en parafina para observar la presencia de las estructuras micorrícicas (hifas, esporas y arbúsculos).

Las variables de respuesta evaluadas se sometieron a un análisis de varianza acorde con el diseño de tratamientos y experimental empleados (factorial completamente al azar) y a una prueba de medias entre niveles de encalado e inoculación micorrícica según el procedimiento de Tukey ($\alpha$=0,05) para las variables diámetro de tallo, peso seco aéreo, fósforo acumulado en planta, volumen de raíz y segmentos colonizados, en donde la interacción no resultó significativa.

## Experimento en campo

El experimento de campo consistió en evaluar el mejor tratamiento obtenido en el invernadero, que fue adición de cal agrícola para alcanzar un pH de 6,5 e inoculación micorrícica. Éste se instaló en el predio forestal El Llano, ubicado en el ejido San Miguel Coatlinchán, Texcoco,

México, en las coordenadas geográficas 19° 24' 20" y 19° 29' 30" latitud norte y 98° 47' 00" y 98°29' 30" longitud oeste. El suelo del predio presentó a una profundidad de 0 cm a 30 cm, pH de 5,3; 6,0% de materia orgánica; 5 mg $kg^{-1}$ de P-Bray-1; 6,2 cmol $kg^{-1}$; 1,8 cmol $kg^{-1}$ y 0,9 cmol $kg^{-1}$ de Ca, Mg y K intercambiables; 31,0 mg $kg^{-1}$, 1,0 mg $kg^{-1}$, 16,2 mg $kg^{-1}$ y 0,5 mg $kg^{-1}$ de Fe, Cu, Mn, Zn y B; y 42% de saturación de aluminio, según las metodologías indicadas en la Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000 (Semarnap, 2002).

El experimento de campo consistió en la siembra de 40 árboles de *P. halepensis,* distribuidos a un espaciamiento promedio entre árboles de 2,5 m por 1,8 m. El encalado se realizó 60 días antes del trasplante, las plantas se inocularon con la micorriza y se procedió a la plantación de 20 árboles con altura inicial promedio de 41,8 cm (desviación estándar (*ds)* = ± 3,5 cm) y un diámetro de tallo de 5,5 cm (*ds* = ± 0,8 cm), el resto de la población correspondió al tratamiento testigo (sin cal y sin inoculación con micorriza) que presentaba una altura de 49 cm (*ds* = ± 5,6 cm) y un diámetro de 5,4 cm (*ds* = ± 0,7 cm). Se evaluó altura de planta y diámetro del tallo, al inicio de la plantación y después de cinco meses de su establecimiento en campo, también se cuantificó la supervivencia de brinzales.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Experimento de invernadero

El encalado afectó positiva y significativamente el desarrollo de los brinzales en las variables altura, diámetro del tallo y volumen de raíz; la acumulación de fósforo en la planta y el porcentaje de segmentos de raíz colonizados. La inoculación con HMA influenció significativamente a todas las variables de crecimiento; P acumulado en la planta y segmentos de raíz colonizados. La interacción de estos factores sólo fue significativamente positiva en la altura de planta. Por otra parte, tanto el encalado como la inoculación con HMA no influyeron en la disponibilidad de fósforo (P-Bray) en el suelo (Tabla 1).

Tabla 1. Pruebas de significancia de los factores niveles de encalado (E), micorriza (HMA) y su interacción en las variables de crecimiento, fósforo acumulado y segmentos de raíz colonizados en brinzales de pino.

| *Fuentes de variación* | *Altura* | *Diámetro tallo* | *Peso seco aéreo* | *Volumen de raíz* | *P acumulado* | *Segmentos de raíz colonizados* | *P-Bray* |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | -------- cm -------- | | g $planta^{-1}$ | $cm^3$ | mg $planta^{-1}$ | % | mg $kg^{-1}$ |
| Encalado | ** | ** | ns | ** | ** | ** | ns |
| HMA | ** | ** | ** | ** | ** | * | ns |
| E x HMA | ** | ns | ns | ns | ns | ns | ns |
| $^{z}$CV (%) | 6,2 | 8,5 | 10,7 | 14,9 | 18,8 | 12,5 | 20,9 |

ns no significativo, ** significativo a P < 0,01
* significativo a P < 0,05 $^{z}$CV coeficiente de variación

En la figura 1 se muestra la interacción de los factores estudiados en altura de planta. Los niveles de encalado que elevaron el pH del suelo de 5,3 a 6,0 y 6,5 (niveles 2 y 3, respectivamente), favorecieron significativamente el crecimiento en altura de los brinzales con respecto a los tratamientos sin encalar y con o sin inocular con HMA; aunque sin diferencias significativas entre estos niveles. Con el nivel de encalado 3 (equivalente a pH 6,5) e inoculación con HMA, el incremento en altura fue de 48% con respecto al tratamiento sin encalar y sin inocular, y de 30,1 % con inoculación micorrícica. En la tabla 2 se presenta el efecto del encalado y el de la inoculación micorrícica en las variables donde no se manifestó la interacción de estos factores. El aumento en el pH del suelo con el nivel 3 de encalado también favoreció significativamente el desarrollo de los árboles en términos de diámetro y volumen de raíz, con incrementos de 48,6 % y 53,8 %, respectivamente. Asimismo, la adición de micorrizas contribuyó en el crecimiento de los brinzales, aunque sólo resultó en un incremento de 9,3% en el diámetro del tallo y de 38,5 % en el volumen radical. A diferencia de estas variables de crecimiento, el peso seco de la planta sólo fue influenciado con la inoculación HMA, con un incremento significativo de 36,2%, con respecto al promedio de los tratamientos sin inocular.

El encalado y la inoculación con HMA no ejercieron un efecto significativo en el fósforo disponible en el suelo (P-Bray), éste se incrementó de 5 mg $kg^{-1}$ a 5,9 mg $kg^{-1}$, contenido considerado como deficiente en el suelo (Castellanos, 2000). Sin embargo, tanto la adición de micorrizas como el encalado del suelo se reflejaron en la nutrición con fósforo de los brinzales. En la tabla 2 se muestra que tanto el aumento en el pH del suelo a 6 (nivel 2 de encalado) como la adición de micorriza favorecieron el fósforo acumulado en la planta, con un incremento de 55,9% y de 31,1%, en comparación con el promedio de los tratamientos sin encalar o sin inocular, respectivamente. Los niveles de fósforo extractable no necesariamente reflejan la disponibilidad de fós-

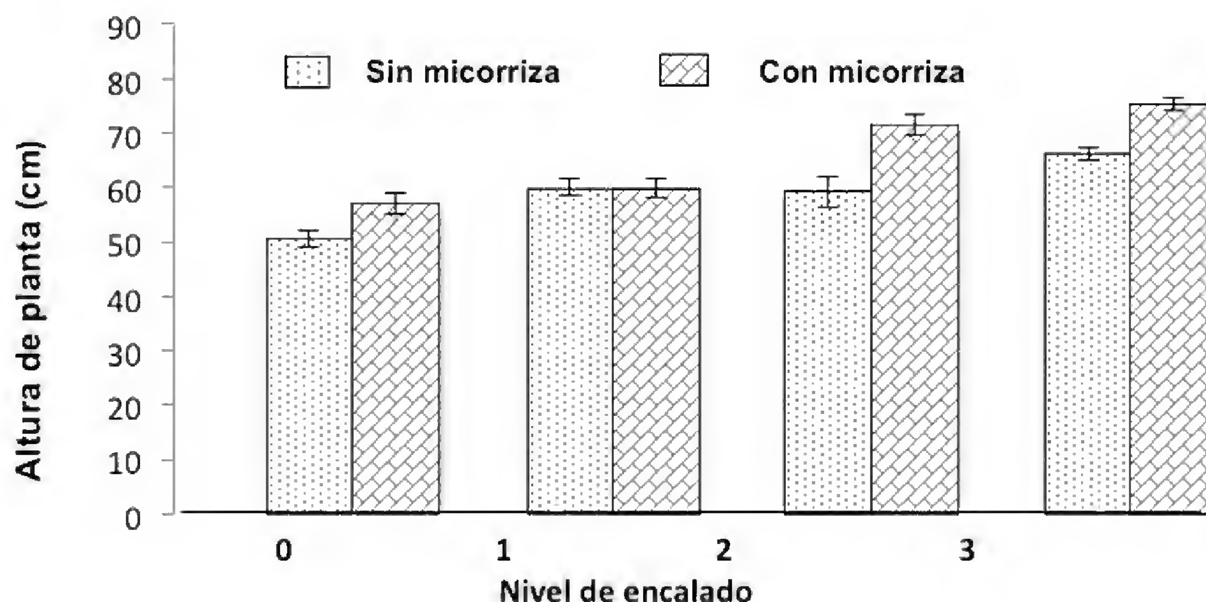



Figura 1. Efecto de la interacción nivel de encalado e inoculación micorrícica en la altura de planta de brinzales de pino (*P. halepensis* Mill.).

foro para las plantas, ya que las hifas de los hongos pueden mejorar el acceso a este nutrimento por las raíces, debido a su gran capacidad de explorar entre los poros más finos del suelo, donde las raíces de la planta no pueden penetrar (Smith y Read, 2008); de incrementar la actividad de la rizósfera a través de la liberación de fosfatasas que mineralizan el fósforo orgánico (Feng *et al.,* 2002) y de mantener tasas de influjo de fosfato hacia la superficie radical superiores al de las raíces de la planta (Smith *et al.,* 2001). Estos efectos pudieron ocurrir en los brinzales de *P. halepensis*, ya que fue notable el incremento en el volumen radical generado por la micorriza (38,5%), con respecto al tratamiento sin encalar o sin inocular, lo que demuestra el efecto benéfico de aumentar la densidad radical y con ello la capacidad de exploración de las raíces en el suelo y, por tanto, de acceso a los nutrimentos.

Si bien no hubo interacción entre los factores estudiados en la mayoría de las variables evaluadas, la inoculación con HMA ejerció un efecto sinérgico favorable para el desarrollo de *P. halepensis*.

Existen pocos estudios del efecto de la inoculación con HMA en pináceas o especies maderables que son típicamente ectomicorrícicas, las respuestas en el crecimiento de las plantas pueden ir desde sin efecto (Smith *et al.*, 1998; Appleton *et al.,* 2003), con algún efecto favorable Morrison *et al.,* 1993) o incluso en detrimento del crecimiento (Cameron *et al.,* 2011).

Entre los factores que pueden influir en la falta de respuesta a la inoculación con HMA están: niveles de alta fertilidad (Morrison *et al.*, 1993) y de fósforo disponible en el suelo (Wiseman y Wells, 2005), el género dentro de la especie de micorriza empleada (Smith, 1998; Cameron, 2011) combinada con una adecuada fertilización de las plantas (Appleton *et al.,* 2003).

**Colonización micorrícica**

Las observaciones realizadas al microscopio permitieron identificar hifas y esporas, pero no arbúsculos. Estas estructuras se han identificado en raíces de pináceas inoculadas con especies de las familias *Glomaceae* (Smith *et al.,* 1998; Cameron *et al.,* 2011). En la tabla 2 se observa que las raíces del tratamiento sin encalar, así como las del tratamiento sin inocular estuvieron altamente colonizadas por HMA (31,1% y 46,9%, respectivamente). Diferentes investigaciones muestran que un suelo forestal (o sustratos compuestos con material vegetal) puede contener una importante proporción de propágulos de HMA (Morrison *et al.,* 1993; Appleton *et al.,* 2003; Wiseman y Wells, 2005), dicho potencial de inoculación depende de un nivel deficiente en fósforo extractable (Montaño *et al.*, 2001; Wiseman y Wells, 2005) y que el suelo contenga fuentes naturales de propágulos derivados de plantas hospederas de HMA, aunque la especie de planta hospedera puede, a su vez, definir el desarrollo de los HMA (Carrenho *et al.,* 2002).

El aumento del pH del suelo influyó significativamente en el desarrollo de la colonización por hifas y vesículas en las raíces de los brinzales de pino. A un pH de 6,5 el porcentaje de colonización fue de 70,2% y de 55,7% con la inoculación; en ambos casos, fue notable el incremento en el porcentaje de segmentos colonizados con respecto al promedio de los tratamientos sin encalar (31,1%) o sin inocular (46,9%). La importancia de los resultados obtenidos en este estudio radican en que el incremento en los niveles de colonización alcanzados –aun con competencia de micorrizas autóctonas– estuvieron asociados de forma significativa en el corto tiempo (cinco meses) con el aumento en el crecimiento y nutrición con fósforo de *P. halepensis*. Diferentes investigaciones realizadas en árboles madera-

Tabla 2. Efecto del encalado (medias sobre los tratamientos de inoculación micorrícica) y de la inoculación micorrícica (medias sobre los tratamientos de encalado) en las variables evaluadas.

| *Factor* | *Diámetro tallo* | *Peso seco aéreo* | *Volumen de raíz* | *P acumulado* | *Segmentos de raíz colonizados* | *P-Bray* |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | cm | g planta-1 | $cm^3$ | mg planta-1 | % | mg kg-1 |
| Niveles de encalado | | | | | | |
| 0 | 7,4c | 27,8a | 26c | 44,7 b | 31,1c | 5,4 |
| 1 | 7,7c | 29,5a | 25c | 57,1ab | 52,3b | 5,7 |
| 2 | 9,8b | 30,5a | 33,0b | 69,7a | 51,6b | 6,1 |
| 3 | 11,0a | 28,4a | 40,0a | 60,4a | 70,2a | 6,4 |
| **$^z$DMS1** | **0,93** | **3,78** | **5,58** | **13,22** | **14,53** | **ns** |
| Con HMA | 9,4a | 33,5a | 36,0a | 65,8a | 55,7a | 5,9 |
| Sin HMA | 8,6b | 24,6b | 26,0b | 50,2b | 46,9b | 5,8 |
| **$^z$DMS2** | **0,49** | **2,01** | **2,97** | **7,00** | **7,40** | **ns** |

$^z$DMS1 para comparar entre niveles de encalado,
$^z$DMS2 para comparar entre niveles de inoculación micorrícica, según prueba de Tukey ($\alpha$=0,05).
Letras iguales dentro de una columna según el factor de comparación, no son significativamente distintas.

bles inoculados con HMA, con frecuencia, no han mostrado beneficios tangibles en el crecimiento de los árboles, aunque hayan desarrollado un alto porcentaje de colonización; en otros casos, el beneficio de la inoculación se ha presentado años después. Por ejemplo, Morrison *et al.* (1993) inocularon con *Glomus intraradices* o *Glomus fasciculatum* a las especies maderables *Acer platanoide* L., *Sorbus aucuparia* L., *Malus Mill.* y *Fraxinus pennsylvanica* March.; la inoculación incrementó significativamente la colonización en dichas especies, pero sin efecto en el crecimiento. Después de la inoculación, las especies se trasplantaron a un segundo campo con competencia de hongos micorrícicos nativos; dos años después del postrasplante, sólo *Glomus intraradices* mejoró en forma significativa el crecimiento de *S. aucuparia*. Appleton *et al.* (2003) utilizaron un producto comercial con micorrizas (los géneros predominantes fueron *Glomus clarum, Glomus etunicatum, Glomus intraradices y Entrophospora columbiana*) en encino (*Quercus palustris* y *Quercus phellos*) y maple (*Acer rubrum*), después de un año los árboles no mostraron respuesta a la inoculación medida por el contenido de cloro-

fila o diámetro del tronco; sin embargo, cuando se hizo una combinación de inóculo comercial con fertilizante (9% de N, 45% $P_2O_5$ y 15% de $K_20$) el peso seco de las raíces del encino y del maple se incrementó significativamente así como el porcentaje de colonización. Smith *et al.* (1998) inocularon plántulas de diferentes especies de pináceas con *Glomus intraradices* y, aunque las plántulas presentaron colonización después de ocho semanas de desarrollo, no hubo efectos significativos en el peso seco aéreo y de raíz.

Por otra parte, estudios realizados por Cameron *et al.* (2011) indican que el efecto de la inoculación con HMA en el crecimiento de plántulas de pino está relacionado con la familia a la que pertenecen los HMA. Ellos probaron dos especies de HMA de las familias *Glomaceae* (*G. intraradices* y *G mosseae*), *Acaulosporaceae* (*Entrophospora columbiana* y *Acaulospora morrowiae*) y *Gigasporineae* (*Gigaspora margarita* y *Scutellospora calospora*) en su capacidad para colonizar y afectar el crecimiento de pino blanco (*Pinus strobus*).

Después de siete semanas de desarrollo, *Glomus intraradices* fue el único que colonizó las raíces de los pinos; las especies *Acaulosporaceae* redujeron la biomasa de las plántulas, mientras que las de *Gigasporineae* tuvieron el menor efecto sobre el peso seco. El producto comercial que se utilizó en la presente investigación contenía una multicepa compuesta por especies de la familia *Glomaceae* (*Glomus mosseae*, *G. clarum*, *G. deserticola*, *G. etunicatum*, *G. brasilianum, G. intraradices)* y una especie de *Gigasporineae (Gigaspora margarita),* por lo tanto, la compatibilidad de las especies de HMA contenidas en el inóculo comercial, el nivel deficiente de fósforo extractable en el suelo y la práctica del encalado contribuyeron a la respuesta significativa en el desarrollo y nutrición del *P. halepensis.*

**Validación en campo**

La validación en campo, en un período de evaluación de cinco meses, con el tratamiento de encalado a pH de 6,5 y micorriza promovió 95% de supervivencia de los árboles, con un incremento promedio en altura de 22,1 cm (sd = ± 6,9 cm) y diámetro de tallo de 5 cm (sd = ± 1,2 cm), en comparación con el testigo, en el que sólo hubo 10% de supervivencia. El incremento en la supervivencia de las plantas micorrizadas podría explicarse por una mejora del estado nutrimental estimulada por el encalado, en el momento de la plantación, en relación con las plantas no inoculadas. Los resultados de este experimento en el período de evaluación (cinco meses) demuestran que la inoculación de los brinzales del pino en el momento del trasplante, mejoró la supervivencia y el crecimiento de esta especie en el Andisol donde se establecieron los pinos.

La mayoría de los trabajos de investigación sobre reforestación con coníferas inoculadas con hongos ectomicorrícicos han mostrado, desde hace 60 años, que mejora los procesos de repoblación y revegetación en distintas situaciones ambientales y de suelos (Pera y Parladé, 2005). Estos antecedentes no existen para coníferas inoculadas con hongos endomicorrícicos. Las interacciones de especies de hongos micorrícicos arbusculares con pináceas son recientes (Cameron *et al.,* 2011).

## CONCLUSIONES

Los resultados de invernadero y campo sugieren la conveniencia del encalado e inoculación con endomicorrizas, como una práctica con posibilidades de efectividad para la producción comercial de *P. halepensis* en la zona de estudio, debido al incremento significativo en altura, diámetro de tallo, volumen radical colonización micorrícica, fósforo acumulado en los brinzales y de supervivencia en campo.

## BIBLIOGRAFÍA

Alvarado, A. y J.L. Fallas. 2004. La saturación de acidez y el encalado sobre el crecimiento de la teca (*Tectona grandis* L F) en suelos ácidos de Costa Rica. Agronomía Costarricense 28(1):81-87.

Appleton, B., J. Koci, S. French, M. Lestyan y R. Harris. 2003. Mycorrhizal fungal inoculation of established street trees. Journal of Arboriculture 29(2):107-110.

Cameron, W., A.P. Madeira y L.R. Peterson. 2011. Arbuscular mycorrhizal fungal phylogeny-related interactions with a non-host. Symbiosis 53(1)41-46.

Carrenho, R., S.F.B. Trufem y V.L.R. Bononi. 2002. Effects of using different host plants on the detected biodiversity of arbuscular mycorrhizal fungi from agroecosystem. Revista Brasileira de Botânica 25(1):93-101.

Castellanos R., J.Z., J.X. Uvalle-Bueno y A. Aguilar-Santelises. 2000. Manual de interpretación de análisis de suelos y aguas. 2ª ed. Instituto de Capacitación para la Productividad Agrícola. San Miguel de Allende, Guanajuato. 226 p.

Feng, G.Y., Y. Su, X. Li, H. Wang, F. Zhang, C. Tang y Z. Rengel. 2002. Histochemical visualization of phosphatase released by arbuscular mycorrhizal fungi in soil. Journal of Plant Nutrition 25(5):969-980.

Goijberg, G. y A. Aguilar. 1987. pH del suelo y necesidades de cal. *In*: S.A. Aguilar, J. D. Etchevers B., J. Z. Castellanos R., eds. Análisis químico para evaluar la fertilidad del suelo. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. Publicación Especial núm. 1. Chapingo, Estado de México. p:17-44.

Jackson, M.L. 1970. Análisis químico de suelos. Ed. Omega, S.A. Barcelona, España. 662 p.

Montaño A., M.N., G.V. Quiroz y F.G. Cruz. 2001. Colonización micorrízica arbuscular y fertilización mineral de genotipos de maíz y trigo cultivados en un Andisol. Terra Latinoamericana 19(4):337-344.

Morrison, S.J., P.A. Nicholl y P.R. Hicklenton. 1993. VA mycorrhizal inoculation of landscape trees and shrubs growing under high fertility conditions. Journal of Environmental Horticulture 11(2):64-71.

Pera, J. y J. Parladé. 2005. Inoculación controlada con hongos ectomicorrízicos en la producción de planta destinada a repoblaciones forestales: estado actual en España. Investigación agraria: Sistemas y recursos forestales 14(3):419-433.

Phillips, J.M. y D.S. Hayman. 1970. Improved procedures for clearing roots for rapid assessment of infection. Transactions of the British Mycological Society 55:(1)158-161.

Ramos-Zapata, J. y P. Guadarrama. 2004. Los hongos micorrizógenos arbusculares en la restauración de comunidades tropicales. Universidad y Ciencia, Número Especial I:59-65.

Semarnap. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio muestreo y análisis. Secretaria de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Diario Oficial, martes 31 de diciembre de 2002. Segunda Sección. México DF. 85 p.

Shoji, S., R. Dahlgren y M. Nanzyo. 1993. Volcanic ash Soils. Genesis, properties and utilization. Elsevier. Amsterdam – Londres – Nueva York – Tokyo. 275 p.

Smith, J.E., K.A. Johnson y E. Cázares. 1998. Vesicular mycorrhizal colonization of seedlings of Pinaceae and Betulaceae after spore inoculation with *Glomus intraradices*. Mycorrhiza 7(6):279-285.

Smith, S.E., S. Dickson y E.A. Smith. 2001. Nutrient transfer in arbuscular mycorrhizas: How are fungal and plant processes integrated? Australian Journal of Plant Physiology 28(7):683-694.

Smith, S.E. y D.J. Read. 2008. Mycorrhizal Symbiosis. Academic Press. Nueva York, EUA. 787 p.

Wiseman, P. E. y Ch. Wells. 2005. Soil inoculum potential and arbuscular mycorrhizal colonization of *Acer rubrum* in forested and developed landscapes. Journal of Arboriculture 31(6):296-302.

Manuscrito recibido el 1 de junio de 2012.
Aceptado el 17 de enero de 2013.

Este documento se debe citar como:
Álvarez-Sánchez, M.E., E. Hernández-Acosta, R. Maldonado-Torres y M. Rivera-González. 2013. Encalado y micorriza para corregir deficiencia de fósforo en un Andisol cultivado con *Pinus halepensis*. Madera y Bosques 19(1):7-16.

ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN

# Patogenicidad de *Chrysoporthe cubensis* en clones de *Eucalyptus grandis* y *E. urophylla* en el sureste de México

## Pathogenicity of *Chrysoporthe cubensis* to *Eucalyptus grandis* and *E. urophylla* clones in the Southeastern of Mexico

J. Carlos Juárez-Palacios[1], J. Amador Honorato-Salazar[2], Luis Vázquez-Silva[1] y J.F. Conrado Parraguirre-Lezama[3]

## RESUMEN

*Eucalyptus urophylla* S.T. Blake y *E. grandis* Hill ex Maiden son las especies más promisorias para las plantaciones forestales en el Sureste de México. Su potencial de producción está amenazado por el patógeno del cancro, *Chrysoporthe cubensis* (Bruner) Gryzenhout & M.J. Wingf., el cual afecta a la mayoría de los árboles y puede ocasionar daños de 43,6 % en arbolado de *E. grandis* y hasta 40% del volumen comercial en ambas especies. Este estudio se realizó para evaluar la patogenicidad de *C. cubensis* en seis clones de *E. grandis* y cuatro de *E. urophylla*. Cuatro aislamientos de *C. cubensis* fueron inoculados en ramas jóvenes de los clones de ambos eucaliptos en condiciones de laboratorio y el aislamiento altamente patogénico fue seleccionado después de treinta días. Cuatro plantas de cada clon fueron subsecuentemente inoculadas en condiciones de invernadero con el aislamiento A3, que fue el más virulento, para determinar su tolerancia al patógeno después de trece meses. Los resultados mostraron que los cuatro aislamientos de *C. cubensis* son capaces de causar lesiones en las ramas jóvenes de los clones de ambas especies, observándose diferencias significativas entre los clones y los aislamientos. Todos los clones fueron susceptibles al aislamiento A3, pero mostraron niveles variables de tolerancia al ataque.

PALABRAS CLAVE:
Clones, *Chrysoporthe cubensis*, *Eucalyptus*, tolerancia, patogenicidad.

## ABSTRACT

*Eucalyptus grandis* S.T. Blake and *E. urophylla* Hill ex Maiden are the most promissory species for forest plantations in the southeastern of Mexico. Their production potential is threaten by the canker pathogen, *Chrysoporthe cubensis* (Bruner) Gryzenhout & M.J. Wingf., which affects most of the trees and can cause damage of about 43,6% in *E. grandis* trees and up to 40% of the merchantable volume of both species. This study was carried out to assess the pathogenicity of *C. cubensis* in six *E. grandis* and four *E. urophylla* clones. Four isolates of *C. cubensis* were inoculated on young twigs of both eucalyptus clones in laboratory conditions and the highly pathogenic isolate was selected after thirty days. Four plants of each clone were subsequently inoculated in greenhouse conditions with the isolate A3, which was the most virulent, to determine their tolerance to the pathogen after thirteen months. In both trials, lesion length in the bark was measured. Results showed that the four isolates of *C. cubensis*

1 INIFAP, Campo Experimental San Martinito. CIR-Golfo Centro. Ex investigadores.
2 Autor para correspondencia. INIFAP, Campo Experimental San Martinito. CIR-Golfo Centro. Km. 56.5 Carretera Federal México-Puebla, San Martinito, Tlahuapán, Puebla. C. P. 74100. C.e.: honorato.amador@inifap.gob.mx.
3 Benemérita Universidad Autónoma de Puebla Unidad Regional Tetela. Calle Universidad s/n, Barrio Benito Juárez, Tetela de Ocampo, Puebla.

are capable of causing lesions on young twigs of *Eucalyptus* clones and significant differences were observed between clones and isolates. All tested clones were susceptible to isolate A3, but exhibited varying levels of tolerance to the attack.

KEY WORDS:
Clones, *Chrysoporthe cubensis*, *Eucalyptus*, tolerance, pathogenicity.

## INTRODUCCIÓN

El género *Eucalyptus* (Myrtales: Myrtaceae), conforma una amplia diversidad biológica, con un número de especies entre 513 y 700 (Chippendale, 1988; Potts y Pederick, 2000). Diferentes especies de eucalipto se plantan en muchos lugares del mundo para la producción de madera sólida y pulpa para producción de papel, en varios países de Europa, África, Asia, América y en algunos otros lugares como las islas del pacifico, lo cual constituye un componente muy importante para la industria silvícola. En México, 202 000 ha han sido plantadas con diferentes especies forestales (Conafor, 2010), de las cuales *Eucalyptus urophylla* S.T. Blake y *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden son las más promisorias en el sureste de México, principalmente en los estados de Chiapas, Oaxaca, Tabasco y Veracruz. La producción de estas especies es para pasta celulósica para producción de papel, madera de aserrío, pisos de parquet, postes para comunicaciones y construcción, leña y carbón vegetal (Ceccon y Martínez, 1999).

El hongo *Chrysoporthe cubensis* (Bruner) Gryzenhout & M. J. Wingf. [previamente catalogado como *Cryphonectria cubensis* (Bruner) C. S. Hodges (Gryzenhout *et al*., 2004)] es causante de la enfermedad conocida como cancro del eucalipto. Este patógeno también ataca a otras especies de árboles en las áreas tropicales y sub-tropicales del mundo (Wingfield, 2003). Los daños causados por el hongo pueden ser hasta de 43,6% en arbolado de *E. grandis* (Paredes *et al*., 2010) y mayor de 40% en el volumen de producción de madera (Venter *et al*., 2001), sobre todo en plantaciones comerciales.

En años recientes, numerosos aislamientos de *C. cubensis* han sido colectados de las diferentes plantaciones de eucalipto del mundo, para evaluar su patogenicidad tanto en árboles como en clones de eucaliptos (Myburg *et al*., 1999; Myburg *et al*., 2002; 2003; Gryzenhout *et al*., 2005).

Generalmente la patogenicidad de un organismo está influenciada por varios factores, como la temperatura, disponibilidad de nutrientes, las sequias, la defoliación y los daños mecánicos, así como aspectos genéticos, tanto del patógeno como del hospedero (Old *et al*., 1986; 1990; Old y Davison, 2000; Guimarães *et al*., 2010). En algunos casos, *Chrysoporthe*, está asociado con cancros muy grandes como respuesta del hospedero (Wardlaw, 1999; Nakabonge, 2006). Los cancros que se presentan anualmente en los árboles de eucalipto causan daños severos en el cambium, que pueden causar la muerte de los árboles, debido a la reacción virulenta del patógeno (Yuan y Mohammed, 2000). En otras partes del mundo, como en Sudáfrica, los cancros se desarrollan en la base de los tallos muy superficialmente, mientras que en Sudamérica y el sureste de Asia, éstos crecen a diferentes alturas de los tallos y en las ramas (Conradie *et al*., 1990), lo que sugiere que puede existir cierta resistencia o tolerancia al ataque del patógeno en muchos individuos.

En México, se ha encontrado el hongo de *C. cubensis* fructificando en plantas de *Sericea* (Clidemia: *Melastomataceae*), estas plantas son comunes como malezas que se encuentran en las orillas de los caminos y en las proximidades de las plantaciones de eucalipto (Ferreira, 1999). También se han encontrado estruc-

turas reproductoras de *Chrysoporthe* en corteza de eucalipto en plantaciones de Chiapas y Oaxaca, que están asociadas a los cancros encontrados en la base o en otras partes de los tallos (Juárez *et al.*, 2006; Bernal *et al.,* 2009).

En México se han realizado pruebas de patogenicidad con algunas especies de eucalipto con el hongo clasificado anteriormente como *Cryphonectria cubensis* (Cruz, 2000); sin embargo, no existen reportes de este tipo de pruebas para *E. grandis* y *E. urophylla*, que cubren la mayor superficie de plantaciones forestales en el sureste de México, por lo que el objetivo del presente trabajo fue probar diferentes aislamientos de *Chrysoporthe cubensis* en clones de eucalipto para evaluar la patogenicidad del hongo y la resistencia de algún genotipo de *Eucalyptus grandis* y *E. urophylla* seleccionado y clonado.

## METODOLOGÍA

### Selección de clones

Los clones de *E. grandis* y *E. urophylla*, fueron obtenidos a partir de genotipos seleccionados fenotípicamente en dos ensayos de fuentes de semillas, ubicados en las localidades de Aguascalientes, Chiapas (17°28' LN, 92°14' LO) y de La Gasolinera, Oaxaca (17°20' LN, 95°23' LO) (Tabla 1). El material vegetativo fue seleccionado directamente en las plantaciones, seleccionando árboles fenotípicamente superiores y con sanidad probada visualmente. Los árboles seleccionados se derribaron dejando un tocón a una altura de 0,30 cm para esperar sus rebrotes. Una vez que hubo rebrotes, de cada tocón se seleccionaron ramillas tiernas de aproximadamente 0,5 cm de diámetro, las cuales fueron protegidas con papel secante humedecido con agua comercial de garrafón y colocadas en una hielera para evitar su deshidratación. Éstas, se llevaron a las instalaciones de la empresa Forestaciones Operativas de México, S.A. de C.V., ubicada en Las Choapas, Ver., en donde se enraizaron partes apicales de las ramas tiernas de cada fuente traída de campo, formando así los clones de cada genotipo seleccionado. Una vez enraizados y con un tamaño de altura de 50 cm a 60 cm, los clones se trasladaron al invernadero del C.E. San Martinito, Puebla, del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), en donde se realizaron las pruebas de patogenicidad. El número total de genotipos fue de seis para *E. grandis* y cuatro para *E. urophylla*.

Los experimentos se realizaron en el laboratorio (a 19 °C ± 1,5 °C) e invernadero (a 30 °C ± 2 °C) estableciéndose dos ensayos; en el primero se realizó la inoculación de cuatro aislamientos de *C. cubensis* en porciones de ramas jóvenes y en el segundo la inoculación del aislamiento A3 en plantas clonadas. En cada ensayo se utilizaron cuatro plantas de clones provenientes de los genotipos seleccionados en campo, en un diseño experimental completamente al azar.

### Origen y selección de los aislamientos

En las plantaciones experimentales de *E. grandis* y *E. urophylla* en Chiapas y Oaxaca, se recolectaron muestras en árboles que presentaban corteza con cancros típicos y que contenían cuerpos de reproducción del hongo. Las muestras del hongo fueron aisladas en extracto de Malta agar al 2% y fueron preservadas a 4 °C, obteniéndose cuatro aislamientos A1 ($S_2A_{11}R_4$), A2 ($S_3A_4R_4$), A3 ($S_3A_{18}R_2$) y A4 ($S_3A_{19}R_3$) de *C. cubensis* (Tabla 2), a los cuales se les realizó una identificación morfológica y molecular (Juárez *et al.,* 2006; Santos *et al.,* 2006).

Tabla 1. Selección de clones de *Eucalyptus urophylla* y E. g*randis* de cinco fuentes establecidas en dos sitios experimentales (Aguascalientes, Chis. y La Gasolinera, Oax.) del sureste de México.

| *Clon*[a] | *Especie* | *Fuente*[b] | *Plantación* |
|---|---|---|---|
| **CL1.-** 2211(t) | *E. urophylla* | U-Pantar | Aguascalientes, Chiapas |
| **CL2.-** 2212(s) | *E. urophylla* | U-Pantar | Aguascalientes, Chiapas |
| **CL3.-** 2221(t) | *E. urophylla* | U-Egon | Aguascalientes, Chiapas |
| **CL4.-** 2222(s) | *E. urophylla* | U-Egon | Aguascalientes, Chiapas |
| **CL5.-** 2231(t) | *E. grandis* | G-386 | Aguascalientes, Chiapas |
| **CL6.-** 2232(s) | *E. grandis* | G-386 | Aguascalientes, Chiapas |
| **CL7.-** 2201(t) | *E. grandis* | G-2464 | Aguascalientes, Chiapas |
| **CL8.-** 2202(s) | *E. grandis* | G-2464 | Aguascalientes, Chiapas |
| **CL9.-** 3231(t) | *E. grandis* | G-5091 | La Gasolinera, Oaxaca |
| **CL10.-** 3232(s) | *E. grandis* | G-5091 | La Gasolinera, Oaxaca |

[a] Clones obtenidos en plantaciones experimentales de *Eucalyptus spp.* (Tolerantes (t) y susceptibles (s) a *Chrysoporthe cubensis*) en el sureste de México.

[b] Las fuentes de la semilla de eucalipto fueron: U-Pantar y U-Egon de Indonesia, G-386 de Cali Colombia, G-2464 de WaterVal, Sudáfrica y G-5091 de Waterhoutboom, Sudáfrica.

Previo a las pruebas de patogenicidad, se evaluó la agresividad de los aislamientos para lo cual se inocularon ramas de eucaliptos de 13 meses de edad, tomando como criterio de mayor agresividad del patógeno, el mayor tamaño del cancro desarrollado en las ramas inoculadas (Juárez *et al.,* 2006).

**Inoculación de ramas (varetas)**

En condiciones estériles de laboratorio se inocularon cuatro ramas jóvenes de cada una de las plantas de eucalipto crecidas en invernadero. Las ramas tenían 1 cm de diámetro y 15 cm de largo que se inocularon con los cuatro aislamientos del hongo *C. cubensis,* previamente identificado (Fig. 1). Para la inoculación se hizo una perforación en la corteza de la rama con un sacabocado de 3 mm de diámetro en la parte central de la rama. La inoculación se realizó tomando un disco de micelio previamente desarrollado con conidias del hongo de los aislamientos seleccionados. Las ramas inoculadas se depositaron en cajas esterilizadas de plástico de 30 cm x 25 cm x 20 cm con una rejilla y cerrado hermético, en donde se colocó agua destilada, colocándose entre la rama y el líquido una rejilla de plástico para evitar el contacto con el agua. Las cajas se colocaron en una estufa incubadora a 28 °C. La

Tabla 2. Selección de aislamientos de *Chrysoporthe cubensis,* provenientes de los ensayos de fuentes de *Eucalyptus* del sureste de México.

| *Aislamiento* | *Hospedero* | *Origen* |
|---|---|---|
| **A1**.- $S_2A_{11}R_4$ | *E. urophylla* | Aguascalientes, Chiapas |
| **A2**.- $S_3A_4R_4$ | *E. urophylla* | La Gasolinera, Oaxaca |
| **A3**.- $S_3A_{18}R_2$ | *E. grandis* | La Gasolinera, Oaxaca |
| **A4**.- $S_3A_{19}R_3$ | *E. grandis* | La Gasolinera, Oaxaca |

S=sitio, A=árbol, R=repetición.

medición de los cancros se llevó a cabo con un calibrador (vernier) digital marca "Mitutoyo" Modelo CDN-P12. Las mediciones se realizaron cada cinco días en un lapso de 30 días.

## Inoculación en plantas jóvenes

Para cada ensayo, se prepararon cajas de Petri (de 9 cm de diámetro) con extracto de Malta Agar (MYEA; 2% la malta extra y 2% agar), en donde se desarrollaron los aislamientos del hongo por 10 días a 28 °C creciendo en ellas colonias de micelio de color amarillo naranja.

En cuatro plantas de cada clon de eucalipto de 18 meses de edad y de 1,5 cm a 2,0 cm de diámetro, se inoculó el aislamiento A3 del hongo *C. cubensis,* identificado como el que mostró mayor agresividad en las pruebas de las varetas. Las inoculaciones se realizaron en los tallos a una altura de 20 cm, perforando su corteza con un sacabocado de 3 mm de diámetro, tomando después un disco del mismo diámetro de micelio con conidias del aislamiento del hongo y colocándolo en la corteza perforada con un trozo de gasa estéril impregnada con agua destilada y fijándolo con cinta de Parafilm "M" para evitar la pérdida de humedad (Fig. 1). Las plantas se distribuyeron al azar sobre mesas en el invernadero a una temperatura de 30 °C ± 2 °C y se regaron cada tres días. La infección del hongo y desarrollo del cancro se evaluaron cada 10 días midiendo la longitud del cancro.

## Análisis del desarrollo de cancros

La caracterización del desarrollo de los cancros, ocasionados por la inoculación del hongo, se realizó con base en las variables descriptivas c y $b^{-1}$ del modelo de Weibull, considerando también la severidad inicial ($\mathbf{Y_o}$) y final ($\mathbf{Y_f}$), así como el tiempo que tardó en desarrollarse el cancro como enfermedad ($\mathbf{T_t}$). La función de distribución de Weibull (Pennypacker *et al*., 1980) se seleccionó previa exploración gráfica de un total de 40 curvas de progreso inducidas por los cuatro aislamientos durante el tiempo de su desarrollo, lo cual permitió obtener un modelo flexible para describir las diversas formas de las curvas del progreso de crecimiento de los cancros.

El modelo se expresa de la manera siguiente:

$$Y = 1- e[-(t/b)^{c}],\ t>0 \qquad (1)$$

donde:

Y = proporción de la severidad del cancro
e = base del logaritmo neperiano (2,1718)
t = tiempo en días
b = parámetro asociado en su forma inversa con la tasa de velocidad del desarrollo del cancro
c = parámetro asociado a la forma de la curva de progreso del cancro.

El parámetro **b** está inversamente relacionado con la tasa de infección aparente (**r**) y el **c** está relacionado con la forma de la función de densidad ($d_y/d_t$) de la curva de progreso del cancro. Los valores **b** y **c** se determinaron mediante el ajuste de regresión no lineal, usando el procedimiento NLIN del paquete estadístico SAS (SAS, Institute Inc., 1991). Después de obtenerse los valores de b, se obtuvo su valor inverso ($b^{-1}$), para su uso en los análisis posteriores. Las otras variables descriptivas fueron: el tiempo total de la duración del desarrollo del cancro en la rama en días ($T_t$), medido desde que se inició el desarrollo del cancro ($Y_o$) hasta que éste terminó en sus mediciones.

Finalmente para conocer la diferencia estadística entre clones, agresividad de aislamientos, susceptibilidad de clones y diferencia de tiempo del desarrollo de cancros, se realizó un análisis de varianza

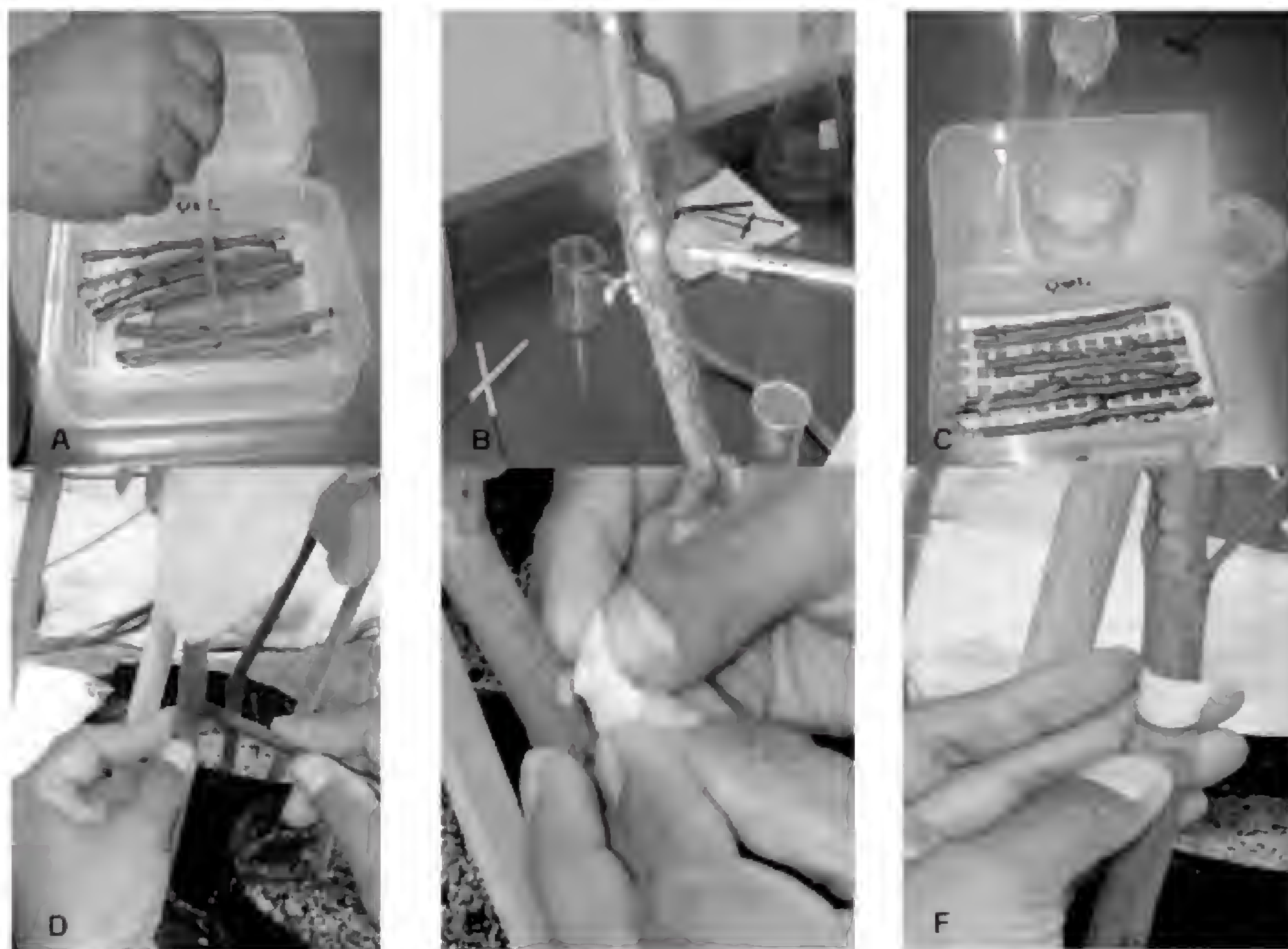



Figura 1. Inoculación de plantas de eucalipto de 18 meses de edad con los aislamientos obtenidos. A y D) desinfección y perforación del tallo con sacabocados, B y E) inóculo del hongo colocado en la perforación del tallo, C y F) cubrimiento del inóculo con gasa húmeda y Parafilm e inoculación de aislamientos en ramas y plantas de eucalipto de 1,0 cm de diámetro.

de factores completamente al azar mediante el modelo general siguiente (Martínez, 1996; Wapole *et al.*, 2007):

$$y_{ijkl} = m + \tau_{ijk} + \varepsilon_{ijkl} \quad (2)$$

Siendo $y_{ijkl}$ el crecimiento del cancro, $\tau_{ijkl}$ el efecto de los factores: tiempo (i), aislamiento (j) y clon (k), para el ensayo de ramas y clon (i), resistencia (j) y etapa de desarrollo (k), para el ensayo de plantas y $\square_{ijkl}$ el error experimental. Posteriormente se realizó una comparación múltiple de medias utilizando la prueba de Tukey a un nivel de significancia de $\alpha$=0,05 (SAS, Institute Inc., 1991).

## RESULTADOS

### Severidad de la infección en ramas de plantas jóvenes

El desarrollo de los cancros inició a los cinco días después de la inoculación, presentando diversidad en la forma e intensidad de desarrollo de los cancros en los 10 clones evaluados. En su mayoría se encontraron curvas de desarrollo de tipo exponencial, sigmoidal, simétricas y asimétricas, mostrando diversos grados de intensidad de la enfermedad (tasas epidemiológicas); también se observaron variaciones en el inicio y la duración del desarrollo del cancro. El modelo de Weibull describió adecuadamente el desarrollo de la enfermedad a pesar de la heterogeneidad de las curvas de progreso del daño causado. Así, para los diez clones, los coeficientes de determinación ($R^2$) estuvieron en un intervalo entre 0,90 y 0,98, superando la mayoría el 90 % de la variación explicada (Tabla 3). Por otra parte, en el análisis de varianza, las variables estudiadas (clon, aislamiento y tiempo de desarrollo de la lesión y su interacción), fueron altamente significativas (Tabla 4).

La mejor definición de los 10 clones de eucalipto por nivel de resistencia, fue a una distancia euclidiana promedio de 0,7 en los cuatro aislamientos evaluados y las curvas de progreso promedio de similitud de resistencia de cada grupo, se presentan en forma gráfica para cada aislamiento.

El aislamiento A1 ($S_2A_{11}R_4$) presentó una severidad inicial ($Y_o$) que fluctuó entre 0,48 cm y 3,53 cm, la cual se observó a los cinco días después de la inoculación en la totalidad de los clones. La mayor severidad inicial se presentó en los clones CL2 y CL4, con valores promedios respectivos de 3,53 cm y 3,36 cm. La severidad final mayor ($Y_f$) a los 30 días se observó en el clon CL2, con un desarrollo de 16,04 cm; mientras que la menor fue en el CL9 con 9,34 cm (Fig. 2). Los valores del estimador del parámetro epidemiológico $b^{-1}$, de la velocidad de desarrollo del cancro, varió de 0,0025 a 0,012, el valor menor fue en el clon CL9 y el mayor fue en el clon CL1. El estimador **c**, tuvo valores que fluctuaron de 0,883 a 1,899, presentándose el mayor valor en el clon CL1 y en menor en el clon CL2. Los valores de ajuste $R^2$ en este aislamiento, variaron de 0,959 a 0,986 (Tabla 3).

Las curvas de progreso del aislamiento A2 ($S_3A_4R_4$), presentó una severidad inicial ($Y_o$) que fluctuó entre 0,28 cm a 4,02 cm, la cual se observó a los cinco días después de la inoculación en la totalidad de los clones. La mayor severidad inicial fue en el clon CL8 y la menor en el clon CL3. La severidad final mayor ($Y_f$) se observó a los 30 días en el clon CL4, con un desarrollo promedio de 16,36 cm, mientras que el clon CL3 presentó la menor severidad final con 3,49 cm (Fig. 3). Los valores del estimador del parámetro epidemiológico $b^{-1}$ fueron entre 0,0005 y 0,0101; con el menor valor para el clon CL5 y mayor para el clon CL6.

Tabla 3. Valores promedio de las variables epidemiológicas asociadas a las curvas de progreso de la enfermedad inducida por *Chrysophorte cubensis* en 10 clones de eucalipto.

| *Aislamiento* | *Clon* | *c* | *b-1* | *Yo* | *Yf* | *R2* |
|---|---|---|---|---|---|---|
| A1 | CL1 | 1,90 | 0,0120 | 0,48 | 13,41 | 0,983 |
| | CL2 | 0,88 | 0,0046 | 3,53 | 16,04 | 0,963 |
| | CL3 | 1,75 | 0,0113 | 0,65 | 13,97 | 0,959 |
| | CL4 | 0,91 | 0,0049 | 3,36 | 15,95 | 0,962 |
| | CL5 | 1,19 | 0,0055 | 1,38 | 11,07 | 0,984 |
| | CL6 | 1,30 | 0,0078 | 1,47 | 14,02 | 0,986 |
| | CL7 | 1,43 | 0,0080 | 0,98 | 12,07 | 0,967 |
| | CL8 | 0,92 | 0,0044 | 2,98 | 14,48 | 0,975 |
| | CL9 | 0,90 | 0,0025 | 1,92 | 9,34 | 0,963 |
| | CL10 | 1,12 | 0,0056 | 1,81 | 12,73 | 0,966 |
| A2 | CL1 | 0,93 | 0,0021 | 1,43 | 7,40 | 0,943 |
| | CL2 | 1,21 | 0,0079 | 1,98 | 16,05 | 0,975 |
| | CL3 | 1,43 | 0,0032 | 0,28 | 3,49 | 0,956 |
| | CL4 | 0,91 | 0,0050 | 3,43 | 16,36 | 0,955 |
| | CL5 | 0,74 | 0,0005 | 1,11 | 4,13 | 0,974 |
| | CL6 | 1,46 | 0,0101 | 1,28 | 16,13 | 0,969 |
| | CL7 | 1,42 | 0,0055 | 0,59 | 7,35 | 0,961 |
| | CL8 | 0,74 | 0,0027 | 4,02 | 14,40 | 0,935 |
| | CL9 | 1,29 | 0,0048 | 0,82 | 7,88 | 0,966 |
| | CL10 | 1,21 | 0,0072 | 1,78 | 14,46 | 0,946 |
| A3 | CL1 | 1,75 | 0,0112 | 0,65 | 13,87 | 0,919 |
| | CL2 | 0,81 | 0,0038 | 3,98 | 15,94 | 0,926 |
| | CL3 | 1,75 | 0,0116 | 0,69 | 14,58 | 0,945 |
| | CL4 | 0,85 | 0,0043 | 3,80 | 16,22 | 0,956 |
| | CL5 | 1,12 | 0,0056 | 1,83 | 12,77 | 0,942 |
| | CL6 | 0,98 | 0,0057 | 3,09 | 16,47 | 0,925 |
| | CL7 | 1,26 | 0,0078 | 1,69 | 14,96 | 0,914 |
| | CL8 | 0,69 | 0,0027 | 5,13 | 16,48 | 0,939 |
| | CL9 | 0,97 | 0,0042 | 2,35 | 12,62 | 0,948 |
| | CL10 | 0,93 | 0,0054 | 3,41 | 16,74 | 0,926 |
| A4 | CL1 | 1,72 | 0,0103 | 0,60 | 12,45 | 0,906 |
| | CL2 | 0,87 | 0,0040 | 3,24 | 14,52 | 0,968 |
| | CL3 | 1,81 | 0,0112 | 0,55 | 13,03 | 0,939 |
| | CL4 | 0,83 | 0,0037 | 3,54 | 14,79 | 0,937 |
| | CL5 | 0,88 | 0,0022 | 1,87 | 8,69 | 0,906 |
| | CL6 | 1,02 | 0,0058 | 2,71 | 15,62 | 0,904 |
| | CL7 | 1,25 | 0,0057 | 1,14 | 10,28 | 0,913 |
| | CL8 | 0,76 | 0,0031 | 4,09 | 15,10 | 0,921 |
| | CL9 | 0,89 | 0,0027 | 2,13 | 10,15 | 0,954 |
| | CL10 | 1,05 | 0,0063 | 2,61 | 15,90 | 0,940 |

**c** y $\mathbf{b^{-1}}$ Forma de la curva y el estimado de la tasa de infección aparente, respectivamente, estimados por el modelo de Weibull.

$\mathbf{R^2}$ Coeficiente de determinación.

$\mathbf{Y_o}$ Severidad inicial.

$\mathbf{Y_f}$ Severidad final.

Los valores son el promedio de cuatro repeticiones.

Tabla 4. Análisis de varianza de las variables estudiadas: clon, aislamiento y tiempo de desarrollo de la lesión ocasionada por los aislamientos del hongo *C. cubensis* en ramas de eucalipto.

| *Fuente* | *GL* | *Suma de Cuadrados* | *Cuadrado Medio* | *Valor de F* | *Pr > F* |
|---|---|---|---|---|---|
| Modelo | 279 | 28368,625 | 101,680 | 313,88 | <0,0001 |
| Ti | 6 | 21574,519 | 3595,753 | 11099,70 | <0,0001 |
| Ai | 3 | 745,640 | 248,547 | 767,24 | <0,0001 |
| CL | 9 | 3167,189 | 351,910 | 1086,31 | <0,0001 |
| Ti*Ai*CL | 261 | 2881,277 | 11,039 | 34,08 | <0,0001 |
| Error | 840 | 272,118 | 0,324 | | |
| Total Corregido | 1119 | 28640,742 | | | |
| | $R^2$ | C. V. (%) | Raíz del CME | Promedio | |
| | 0,9905 | 8,88 | 0,569 | 6,41 | |

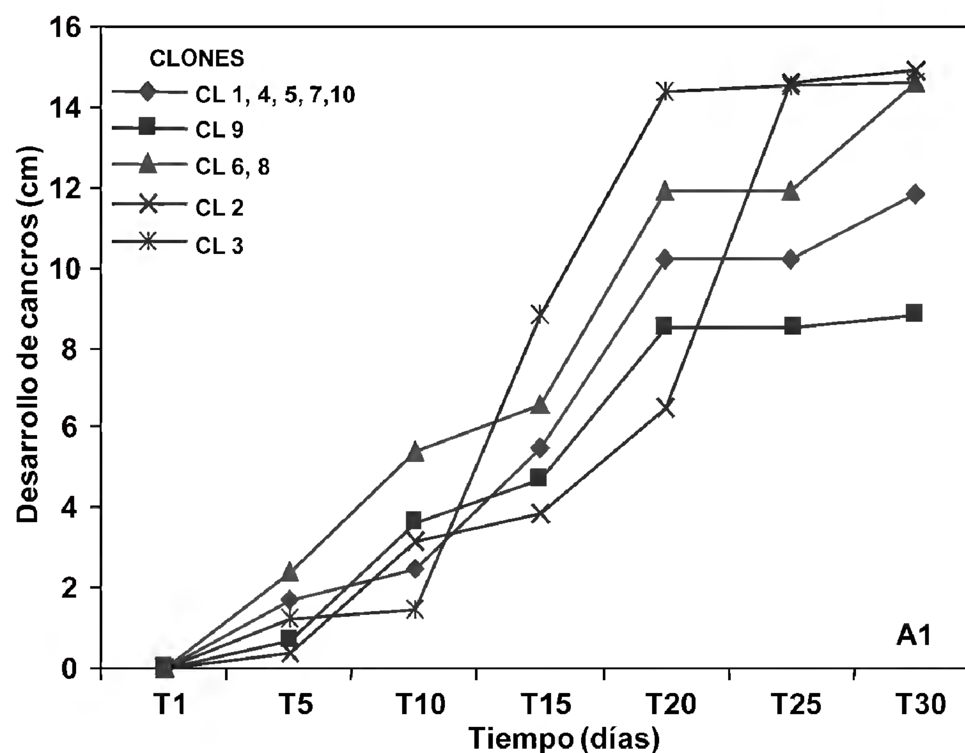



Figura 2. Curvas de desarrollo de cancros ocasionados por el aislamiento A1 del hongo *Chrysoporthe cubensis.* Los números de cada curva de progreso representan los nombres de los clones que tuvieron el mismo comportamiento de resistencia a la infección del hongo.

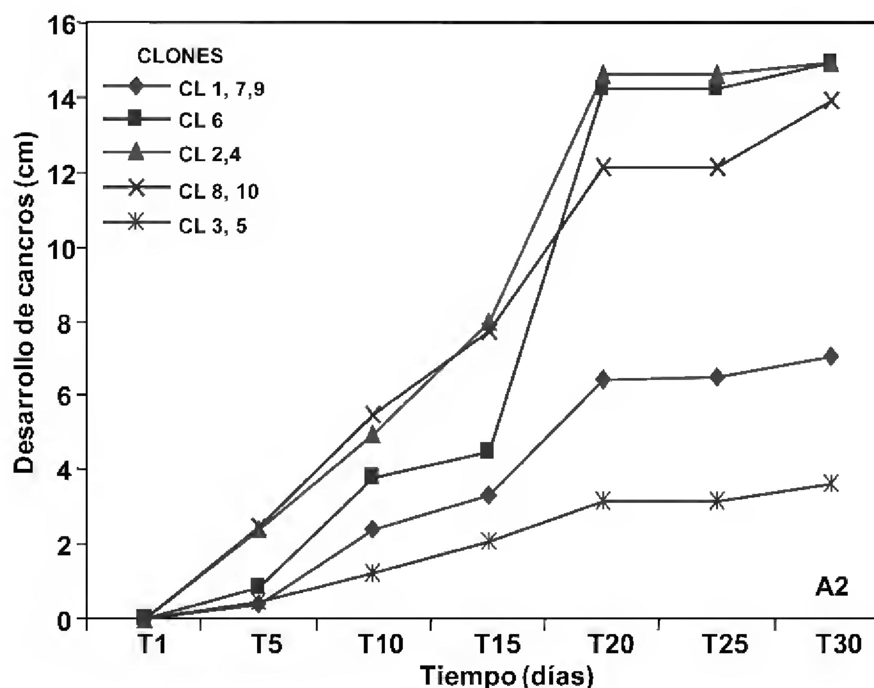



Figura 3. Curvas de desarrollo de cancros ocasionados por el aislamiento A2 del hongo *Chrysoporthe cubensis.*

El estimador **c**, tuvo valores que variaron entre 0,74 y 1,46, que correspondieron a los clones CL5 y CL6, respectivamente. En este aislamiento, los valores de ajuste de $\mathbf{R^2}$ variaron de 0,943 a 0,975 (Tabla 3) e impactó a cinco grupos de resistencia.

Las curvas de progreso del aislamiento A3 ($S_3A_{18}R_2$), presentaron una severidad inicial ($Y_o$) que fluctuó entre 0,65 cm y 5,13 cm la cual se observó a los cinco días después de la inoculación en la totalidad de los clones, en donde la mayor severidad se presentó en el clon CL8, con un promedio de 5,13 cm y la menor en el clon CL1 con 0,65 cm. La severidad final mayor ($Y_f$) se manifestó a los 30 días en el clon CL10, con un desarrollo de 16,74 cm y la menor en el clon CL9 con 12,62 cm (Fig. 4).

Los valores del estimador del parámetro epidemiológico $b^{-1}$ resultaron ser entre 0,0027 y 0,0116, siendo el menor valor para el clon CL8 y el mayor para el clon CL3. Los valores del estimador **c** fueron de 0,69 a 1,75, presentándose el mayor valor en el clon CL1 y el menor en el clon CL8. Los valores de ajuste de $\mathbf{R^2}$**,** para este aislamiento, fluctuaron de 0,914 a 0,956 (Tabla 3).

Las curvas de progreso del aislamiento A4 ($S_3A_{19}R_3$), mostraron una severidad inicial ($Y_o$) que fluctuó entre 0,55 cm a 4,09 cm, observándose a los cinco días después de la inoculación en la totalidad de los clones. La mayor severidad inicial se presentó en el clon CL8 con un promedio de 4,09 cm y la menor severidad fue para el clon CL3 (Fig. 5). La mayor severidad final ($Y_f$) se observó a los 30 días en el clon CL10 con un desarrollo de 15,90 cm, mientras que la menor severidad final fue en el clon CL5. Los valores del estimador epidemiológico $b^{-1}$, de la velocidad de desarrollo del cancro, fluctuaron de 0,0022 a 0,0112, siendo el valor menor para el clon CL5 y el valor mayor para el clon CL3. Los valores de **c** fueron entre 0,76 y 1,81, presentándose el mayor valor en el clon CL3 y en menor en el clon CL8. Los valores de ajuste de $R^2$ en este aislamiento, variaron de 0,904 a 0,968 y se conformaron cuatro grupos de resistencia.

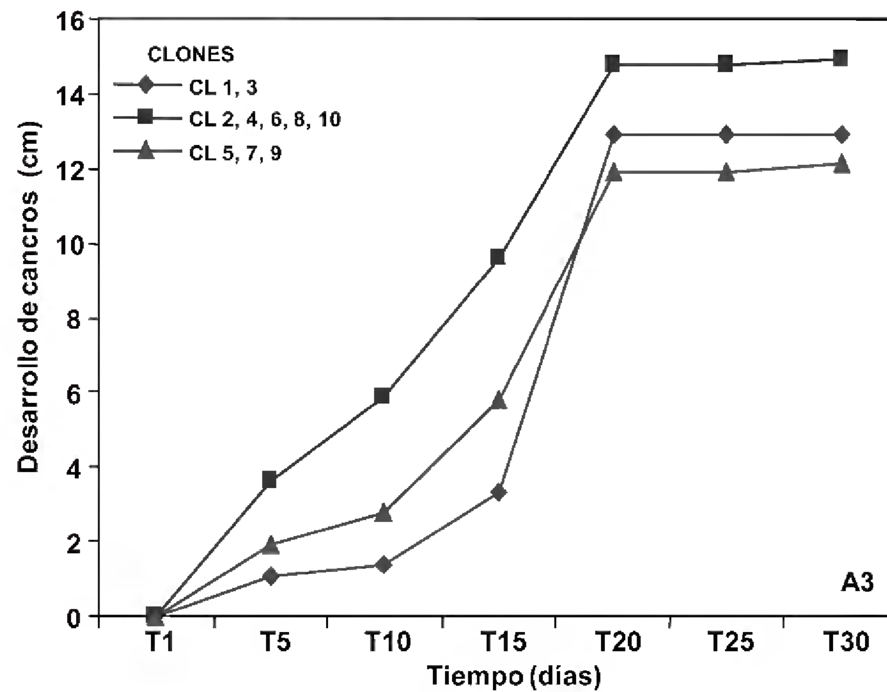



Figura 4. Curvas de desarrollo de cancros ocasionados por el aislamiento A3 del hongo *Chrysoporthe cubensis.*

El análisis de varianza de las ramas indicó que hubo diferencias significativas ($p \leq 0{,}05$) entre clones, aislamientos y tiempo de desarrollo de los cancros (Tabla 4). La comparación de medias con la prueba de Tukey indicó que los clones se agruparon en siete grupos. Los clones CL8 y CL4 presentaron el mayor desarrollo de cancro, mientras que el clon CL3 fue el menos afectado. Asimismo, los clones considerados como susceptibles tuvieron mayor desarrollo de cancro que los clones considerados como tolerantes (Tabla 5).

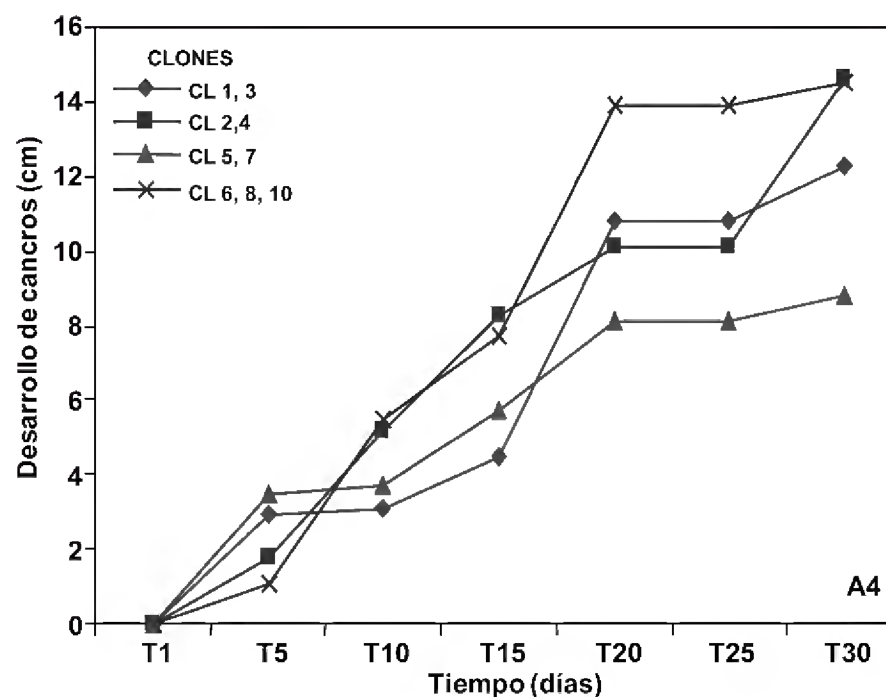



Figura 5. Curvas de desarrollo de cancros ocasionados por el aislamiento A4 del hongo *Chrysoporthe cubensis.*

Tabla 5. Comparación de medias de las variables evaluadas (clones, aislamientos y tiempo) en el desarrollo de cancro causado por el hongo *C. cubensis*.

| *CLONES* | *Promedio* | | *AISLAMIENTO* | *Promedio* | | *TIEMPO (días)* | *Promedio* | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| CL8 | 8,57 | A | A3 | 7,55 | A | 30 | 12,27 | A |
| CL4 | 8,55 | A | A4 | 6,48 | B | 25 | 11,08 | B |
| CL2 | 8,23 | B | A1 | 6,35 | C | 20 | 9,70 | C |
| CL6 | 7,46 | C | A2 | 5,24 | D | 15 | 5,96 | D |
| CL10 | 7,43 | C | | | | 10 | 3,77 | E |
| CL9 | 5,09 | D | | | | 5 | 2,05 | F |
| CL7 | 4,93 | E | | | | 1 | 0,00 | G |
| CL1 | 4,81 | E | | | | | | |
| CL5 | 4,60 | F | | | | | | |
| CL3 | 4,46 | G | | | | | | |

Variables con la misma letra no son significativamente diferentes Tukey ($\alpha$ =0,05).

Con respecto a la comparación de medias de los aislamientos, los resultados indicaron que el aislamiento A3 fue estadísticamente ($p \leq 0,05$) diferente a los demás aislamientos y mostró mayor agresividad, seguido de los aislamientos A4, A1 y A2. El aislamiento que mostró menor agresividad fue el A2.

Hubo diferencias significativas ($p \leq 0,05$) durante el desarrollo de cancros, aumentando gradualmente con el tiempo y mostrando el mayor desarrollo a 30 días después de la inoculación.

**Severidad de la infección de los cancros en plantas jóvenes**

El desarrollo de los cancros inició a los 15 días después de la inoculación, 10 días más que en las ramas en condiciones controladas, presentando diversidad en la forma e intensidad de desarrollo de los cancros en los 10 clones evaluados. La dimensión de los cancros en plantas fue variable, alcanzando dimensiones de 3 cm a 16 cm, por lo que en algunos casos, las plantas formaron una especie de callo en la lesión (Fig. 6. K, L).

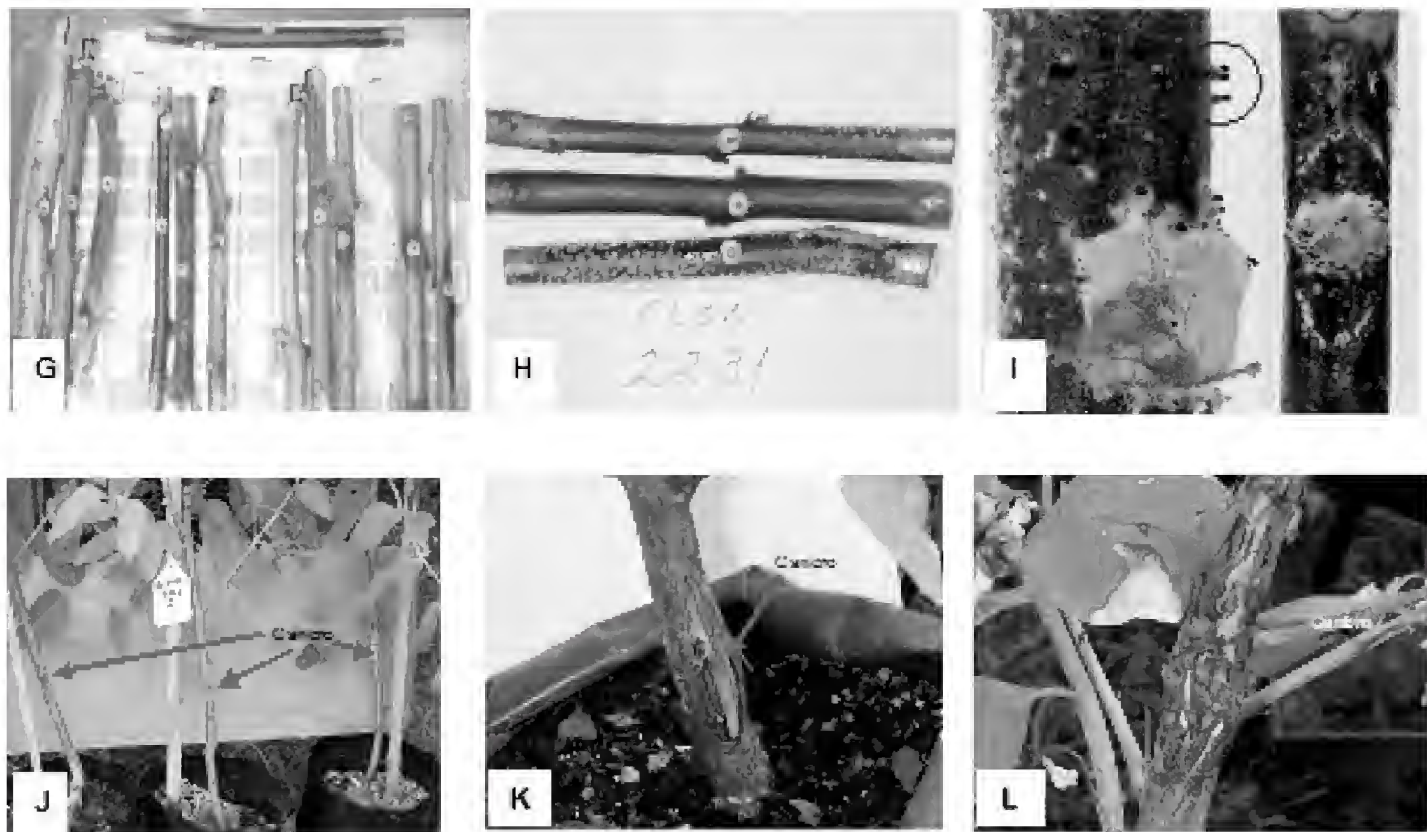



Figura 6. Dimensión de los cancros en ramas y plantas de eucalipto. (G y L) cancro definido en las ramas y tallo de la planta, (H y K) tallo con formación de cancro con bordes suculentos en ramas y tallo de eucalipto (I) formación de cancro con presencia de cuerpos de reproducción del hongo (picnidios), (J) formación de cancros en tallos de plantas en invernadero después de la inoculación.

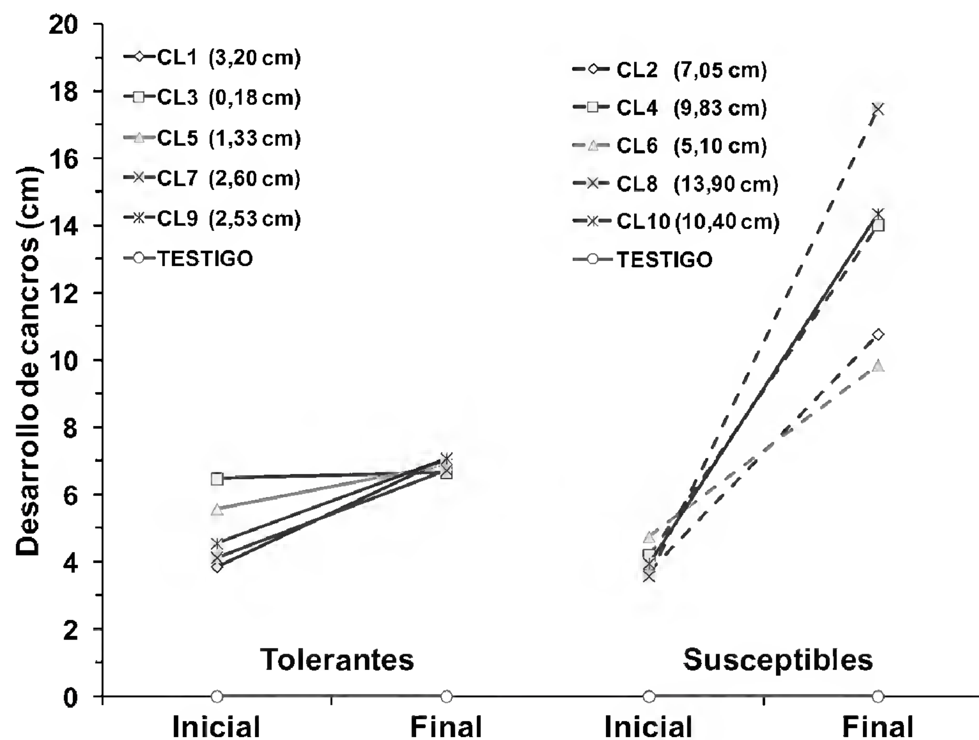



Figura 7. Desarrollo de cancros del hongo *Chrisoporthe cubensis* en tallos de diferentes clones de eucalipto tolerantes y susceptibles al hongo, inoculados con el aislamiento A3 a los 15 (inicial) y 395 días (final) después de la inoculación. Los valores en paréntesis son el incremento del desarrollo.

El desarrollo del cancro inicial más bajo se presentó en el clon CL8, con un crecimiento promedio de 3,58 cm y el más alto en el clon CL3 con una dimensión de 6,48 cm; mientras que en el desarrollo final del cancro, el clon CL3 mostró un crecimiento menor de 6,65 cm y el mayor fue en el clon CL8 con 17,48 cm. El incremento en el desarrollo de los cancros entre el crecimiento inicial y final (después de 395 días) fue menor en los clones tolerantes que en los susceptibles. El incremento en crecimiento fue de 0,18 cm a 3,20 cm para los clones tolerantes y de 5,10 cm a 13,90 cm para los clones susceptibles (Fig. 7).

El análisis de varianza de las variables estudiadas en las plantas (clon, grupos de resistencia, etapas de desarrollo y su interacción) indicó diferencias altamente significativas ($p \leq 0,05$, Tabla 6). El clon CL8 presentó el mayor desarrollo del cancro, mientras que el clon CL7 mostró el menor desarrollo. Al igual que en las ramas, las plantas de los clones considerados como susceptibles presentaron mayor desarrollo de cancro que las plantas de los clones considerados como tolerantes (Tabla 7). Diferencias estadísticas significativas ($p \leq 0,05$) se encontraron entre las etapas inicial (15 días) y final (395 días).

Tabla 6. Análisis de varianza de las variables: clon (CL), resistencia (RES) y etapa (ETA), del desarrollo de la lesión ocasionada por la inoculación del aislamiento A3 del hongo *C. cubensis* en plantas jóvenes de eucalipto.

| *Fuente* | *GL* | *Suma de Cuadrados* | *Cuadrado Medio* | *Valor de F* | *Pr > F* |
|---|---|---|---|---|---|
| Modelo | 19 | 1130,35 | 59,49 | 30,72 | <0,0001 |
| CL | 9 | 223,45 | 24,83 | 12,82 | <0,0001 |
| RES | 1 | 153,46 | 153,46 | 79,23 | <0,0001 |
| ETA | 1 | 590,26 | 590,26 | 304,75 | <0,0001 |
| CL*RES*ETA | 8 | 163,18 | 20,40 | 10,53 | <0,0001 |
| Error | 60 | 116,21 | 1,94 | | |
| Total Corregido | 79 | 1246,56 | | | |
| | $R^2$ | C. V. (%) | Raíz del CME | Promedio | |
| | 0,9068 | 19,11 | 1,392 | 7,28 | |

Tabla 7. Comparación de medias del comportamiento de las variables evaluadas de la enfermedad cancro del eucalipto ocasionada por *C. cubensis*, con respecto a su desarrollo.

| *CLONES* | *Promedio* | | | *RESISTENCIA* | *Promedio* | | *ETAPA* | *Promedio* | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| CL8 | 10,53 | A | | Susceptible | 8,67 | A | Final | 9,93 | A |
| CL10 | 9,15 | B | | Tolerante | 5,90 | B | Inicial | 4,50 | B |
| CL4 | 9,11 | B | | | | | | | |
| CL6 | 7,30 | C | | | | | | | |
| CL2 | 7,25 | C | | | | | | | |
| CL3 | 6,60 | C | D | | | | | | |
| CL5 | 6,24 | C | D | | | | | | |
| CL9 | 5,81 | | D | | | | | | |
| CL1 | 5,45 | | D | | | | | | |
| CL7 | 5,43 | | D | | | | | | |

Variables con la misma letra no son significativamente diferentes Tukey ($\alpha$ =0,05).

## DISCUSIÓN

Los estudios de resistencia inducidos con diversos aislamientos fungosos de *Chrysoporthe spp.* en especies de eucalipto (*Eucalyptus spp.*) no son abundantes (e.g., Paredes *et al.*, 2010); sin embargo, los estudios reportados indican que el eucalipto muestra una susceptibilidad relativa a la enfermedad del cancro causada por diferentes aislamientos y especies de *Chrysoporthe*; además muestran que la severidad de daño causado varía entre especies y aislamientos fungosos de la misma especie, siendo algunos aislamientos, de la misma especie, más patogénicos que otros (van Heerden y Wingfield, 2001, 2002; Gryzenhout *et al.*, 2003; Roux *et al.*, 2003; van Heerden *et al.*, 2005, Chen *et al.*, 2010; Chungu *et al.*, 2010; Guimarães *et al.*, 2010).

Al igual que en los estudios de patogenicidad reportados, en este estudio se observó que *C. cubensis* es capaz de causar lesiones en clones de eucaliptos. Las lesiones causadas en las ramas y árboles jóvenes de eucalipto, en el tiempo evaluado, sugieren que la patogenicidad de *C. cubensis* puede ser capaz de causar serios daños, como ha sucedido con otras especies del patógeno (Gryzenhout *et al.*, 2003; Chungu *et al.*, 2010) y encontrado en plantaciones comerciales del sureste de México (Paredes *et al.*, 2010).

En el ensayo de pruebas de patogenicidad de aislamientos se produjeron lesiones en los 10 clones probados. La respuesta fue similar a la reportada por Chen *et al.* (2010) en donde diversos aislamientos de *C. cubensis* causaron daños de diferente magnitud a clones de *Eucalyptus grandis*. También Roux *et al.* (2003) y van Heerden *et al.* (2005) reportaron variación en las lesiones causadas por diferentes aislamientos de *Cryphonectria cubensis* en diversos clones de eucalipto, lo cual concuerda con los resultados obtenidos en el presente trabajo, con la diferencia de que en este estudio se utilizaron varetas para determinar la patogenicidad de los aislamientos y en los estudios reportados se utilizaron árboles de 6 a 36 meses de edad bajo condiciones de invernadero.

La longitud del daño obtenido en las varetas por aislamiento fue en promedio de 52,4 mm a 75,5 mm, lo cual está dentro de los resultados reportados por Chen *et al.* (2010), quienes obtuvieron, después de seis semanas, un promedio de 22 mm a 62 mm para sus seis aislamientos. Sin embargo, el daño en longitud es mucho menor a lo reportado por Roux *et al.* (2003) para *Cryphonectria cubensis,* en donde se registró un daño promedio de 61,90 mm a 156,75 mm para tres aislamientos después de cuatro semanas de la inoculación.

El comportamiento variable del daño causado por el aislamiento más virulento entre los clones, es similar a los resultados obtenidos por Chen *et al.* (2010) para *Chrysoporthe cubensis*, por Conradie *et al.* (1992), van Heerden y Wingfield (2002) y van Heerden *et al.* (2005) para *Cryphonectria cubensis* y Gryzenhout *et al.* (2003) para *Cryphonectria eucalypti*, aunque la extensión de daño es distinto por las diferencias en los tipos de aislamientos y el tiempo de medición.

En la mayoría de los estudios de patogenicidad, el enfoque analítico ha sido univariado, esto es, que utiliza un solo parámetro de tipo epidemiológico, en la caracterización de clones o genotipos por su nivel de resistencia en condiciones de campo. Este enfoque; sin embargo, para la evaluación extensiva de clones o procedencias, no permite una completa caracterización de la resistencia (Anderson *et al.*, 1990). En este estudio se utilizó un enfoque multivariado para caracterizar los 10 clones de eucalipto por su nivel de resistencia a los cuatro aislamientos. Este enfoque tiene como inconveniente la evaluación exhaustiva de la intensidad de la enfermedad para construir las curvas de progreso del daño y posteriormente estimar parámetros epidemiológicos asociados a estas curvas para su uso con fines comparativos (Kranz, 1983). La integración en el análisis de varios parámetros permite explicar aspectos distintos de este fenómeno, así $\mathbf{Y_0}$ permite determinar la posible existencia de la resistencia en partes de plantas jóvenes en algunos clones, mientras que la tasa de intensidad de la epidemia $\mathbf{b^{-1}}$ permite tipificar el nivel de resistencia cuantitativa. En este trabajo se decidió incluir, para fines comparativos, el análisis de conglomerados. Los parámetros de tasa epidemiológica $\mathbf{b^{-1}}$ y forma de la curva (**c**) fueron incluidas en estas variables por su importancia en la caracterización de la resistencia (Parlevliet y van Ommeerent, 1975).

El estudio de inoculación de aislamientos de *C. cubensis* en ramas y árboles jóvenes proporcionan datos importantes para la selección de plantas tolerantes al cancro causado por este patógeno, antes de realizar la plantación y tienen implicaciones importantes para los programas de mejoramiento de especies de eucalipto que tengan como objetivo reducir el impacto de *C. cubensis.* Asimismo, la inoculación artificial en invernadero es de utilidad potencial para seleccionar las plantas en un tiempo relativamente corto con un número reducido de plantas que puede

extrapolarse a pruebas de campo (Conradie *et al*., 1992), por lo que se ha utilizado en pruebas de exploración para la selección de especies de eucaliptos resistentes y el manejo efectivo del cancro causado, no solo por *C. cubensis*, sino por otras especies (van Heerden y Wingfield, 2002; Gryzenhout *et al*., 2003; Roux et al. 2003; van Heerden *et al*., 2005; Chen *et al*., 2010; Guimarães *et al*., 2010).

## CONCLUSIONES

El estudio de patogenicidad usando diferentes aislamientos de *Chrysoporthe cubensis* en diferentes clones de *Eucalyptus grandis* y *E. urophylla* del Sureste de México indicó diferentes grados de tolerancia al patógeno entre los clones, tanto en ramas como en los árboles jóvenes.

Los clones susceptibles CL8 (*Eucalyptus grandis*) y CL4 (*E. urophylla*) de las fuentes G-2464 y U-Egon, respectivamente, fueron los más afectados por el ataque de *Chrysoporthe cubensis* en ramas y plantas jóvenes.

El modelo de Weibull describió adecuadamente el desarrollo de la enfermedad considerando la severidad inicial ($\mathbf{Y_o}$) y final ($\mathbf{Y_f}$), la tasa de infección aparente ($\mathbf{b^{-1}}$), el valor de la forma de la curva (**c**) y el tiempo de desarrollo del cancro ($\mathbf{T_t}$).

Los clones inoculados, tanto en las varetas como en los árboles jóvenes mostraron diferencias en su nivel de tolerancia al daño causado por *C. cubensis*, siendo mayor el daño en los clones susceptibles que en los clones tolerantes.

## RECONOCIMIENTOS

Agradecemos los apoyos y facilidades brindadas para realizar el estudio a la empresa Forestaciones Operativas de México, S.A. de C. V. de las Choapas, Ver y al Fondo Sectorial Conafor-Conacyt por los apoyos económicos para el proyecto Conacyt-Conafor 2004-CO4-41. Asimismo, agradecemos las observaciones y correcciones realizadas por los árbitros para mejorar el presente trabajo.

## REFERENCIAS

Anderson, W.F., M.K. Beute, J.C. Wynne y S. Wonkaew. 1990. Statistical procedures for assessment of resistance in multiple foliar disease complex of peanut. Phytopathology 80:1451-1459.

Bernal, L.I.O., J.C. Juárez P., R. Santos G., L. Vázquez S., H.A. Zavaleta M., H.S. Azpiroz R., J.F.C. Parraguirre L. y M.P. De la Garza L.L. 2009. Identificación del agente patógeno del cancro del eucalipto en plantaciones del sureste de México. Ciencia Forestal en México 34 (105): 19-37.

Ceccon, E. y M. Martínez R. 1999. Aspectos ambientales referentes al establecimiento de plantaciones de eucalipto de gran escala en áreas tropicales: aplicación al caso de México. Interciencia 24 (6):352-359.

Chen, S.F., M. Gryzenhout, J. Roux, Y.J. Xie, M.J. Wingfield y X. D. Zhou. 2010. Identification and pathogenicity of *Chrysoporthe cubensis* on *Eucalyptus* and *Syzygium* spp. in South China. Plant Disease 94:1143-1150.

Chippendale, G. M. 1988. Flora of Australia Volume 19 - Myrtaceae - Eucalyptus Angophora. Australian Government Publishing Service, Canberra, Australia. 542 p.

Chungu, D., M. Gryzenhout, A. Muimba-Kankolongo, M.J. Wingfield y J.

Roux. 2010. Taxonomy and pathogenicity of two novel *Chrysoporthe* species from *Eucalyptus grandis* and *Syzygium guineense* in Zambia. Mycological Progress 9 (3):379-393.

Comisión Nacional Forestal (Conafor). 2010. Superficie Establecida Plantaciones Forestales Comerciales. Prodeplan/Padrones de Consulta. http://www.conafor.gob.mx/portal/index.php/temas-forestales/plantaciones. (Consultado, Febrero 20, 2012).

Conradie, E., W.J. Swart y M.J. Wingfield. 1990. *Cryphonectria* canker of *Eucalyptus*, an important diseases in plantation forestry in South Africa. South African Forestry Journal 152:43-49.

Conradie, E., W.J. Swart y M.J. Wingfield. 1992. Susceptibility of *Eucalyptus grandis* to *Cryphonectria cubensis*. European Journal of Forest Pathology 22:312-315.

Cruz, A.J. 2000. Etiología y síndrome de los cancros *Botriodiplodia*, *Cryphonectria* y *Fusicoccun* en plantas y varetas de eucalipto (*Eucalyptus camaldulensis* Dehnh). Tesis de Maestro en ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Chapingo, Edo. De México. 224p.

Ferreira, F.A., A.M. Demuner, N.L. Demuner y S. Pigatto. 1999. Murcha-de-*Ceratocystis* em eucalipto no Brasil. (Abstr.) Fitopatologia Brasileira 24:284.

Gryzenhout, M., H. Myburg, B.D. Wingfield, F. Montenegro y M.J. Wingfield. 2005. *Chrysoporthe doradensis* sp. nov. pathogenic to *Eucalyptus* in Ecuador. Fungal Diversity 20:39–57.

Gryzenhout, M., H. Myburg, N.A. Van der Merwe, B.D. Wingfield y M.J. Wingfield. 2004. *Chrysoporthe*, a new genus to accommodate *Cryphonectria cubensis*. Studies in Mycology 50:119-142.

Gryzenhout., M, B.E. Eisenberg, T.A. Coutinho, B.D. Wingfield y M.J. Wingfield. 2003. Pathogenicity of *Cryphonectria eucalypti* to *Eucalyptus* clones in South Africa. Forest Ecology and Management 176:427-437.

Guimarães, L.M.S., M.D.V. Resende, D. Lau, L.N. Rosse, A.A. Alves y A.C. Alfenas. 2010. Genetic control of *Eucalyptus urophylla* and *E. grandis* resistance to canker caused by *Chrysoporthe cubensis*. Genetics and Molecular Biology 33(3):525-531.

Juárez, P.J.C., L. Vázquez S., I.O. Bernal L., R. Santos G. y S.H. Azpiroz R. 2006. Aislamiento e identificación morfológica del cancro del eucalipto *Crysoporthe cubensis* (Bruner) Hodges en plantaciones de Chiapas y Oaxaca. *In*: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Memorias de la Reunión Nacional de Investigación Forestal. Publicación Especial núm. 1, CENID-COMEF, Coyoacán D.F. p:86-87.

Kranz, J. 1983. Epidemiological Parameters of Plant Resistance. *In*: Lamberti, F., J. M. Waller y N. A. van der Graff, eds. Durable Resistance in Crops. Plenum Press, Nueva York. p:141-161.

Martínez, G.A. 1996. Diseños experimentales: métodos y elementos de teoría. Reimp. Editorial Trillas. México, D. F. 756 p.

Myburg, H., B.D. Wingfield y M.J. Wingfield. 1999. Phylogeny of *Cryphonectria cubensis* and allied species

inferred from DNA analysis. Mycologia 91:243-250.

Myburg, H., M. Gryzenhout, B.D. Wingfield y M.J. Wingfield. 2003. Conspecificity of *Endothia eugeniae* and *Cryphonectria cubensis*: a re-evaluation based on morphology and DNA sequence data. Mycoscience 104:187-196.

Myburg, H., M. Gryzenhout, R.N. Heath, J. Roux, B.D. Wingfield y M.J. Wingfield. 2002. *Cryphonectria* canker on Tibouchina in South Africa. Mycological Research 106:1299-1306.

Nakabonge, G., J. Roux, M. Gryzenhout y M.J. Wingfield. 2006. Distribution of *Chrysoporthe* canker pathogens on Eucalyptus and *Syzygium* spp. in eastern and southern Africa. Plant Disease 90:734-740.

Old, K.M. y E.M. Davison. 2000. Canker diseases of eucalypts. *In*: Keane, P.J., G.A. Kile, F.D. Podger y B.N. Brown, eds. Diseases and pathogens of eucalypts. CSIRO Publishing. Collingwood, Australia. p:214-257.

Old, K.M., D.I.L. Murray, G.A. Kile, J. Simpson y K.W.J. Malafant. 1986. The pathology of fungi isolated from eucalypt cankers in south-eastern Australia. Australian Forest Research 16:21-36.

Old, K.M., R. Gibbs, I. Craig, B.J. Myers y Z. Q. Yuan. 1990. Effect of drought and defoliation on the susceptibility of eucalypts to cankers caused by *Endothia gyrosa* and *Botryo-sphaeria ribis.* Australian Journal of Botany 38:571-581.

Paredes-Díaz E., J. Jasso-Mata, J. López-Upton y D. Alvarado-Rosales. 2010. Presencia de *Chrysoporthe cubensis* (Bruner) Gryzenhout & M.J. Wingf. en plantaciones de *Eucalyptus grandis* Hill Ex Maiden en Oaxaca, México. Revista Mexicana de Ciencias Forestales. 1(2):81-92.

Parlevliet, J.E. y A. van Ommeerent. 1975. Partial resistance of barley to leaf rust, *Puccinia hordei* II. Relationship between field trial, microplot test and latent period. Euphytica 24:296-303.

Pennypacker, S.P., H.D. Knoble, C.E. Antle y L.V. Madden. 1980. A flexible model for studying plant disease progression. Phytopathology 70:232-235.

Potts, B.M. y L.A. Pederick. 2000. Morphology, phylogeny, origin, distribution and genetic diversity of the eucalypts. *In*: Keane, P.J., G.A. Kile, F.D. Podger y B.N. Brown, eds. Diseases and pathogens of eucalypts. CSIRO Publishing, Melbourne, Australia. p:11-34.

Roux, J., H. Myburg, B.D. Wingfield y M.J. Winfield. 2003. Biological and phylogenetic analyses suggest that two *Cryphonectria* spp. cause cankers of *Eucalyptus* in Africa. Plant Disease 87(11):1329-1332.

Santos, G.R., J.C. Juárez P., H.S. Azpiroz R., L.Vazquez S. e I.O. Bernal L. 2006. Identificación de *Crysophorte* spp. (Gryzenhout and M. J. Wingf) procedentes de plantaciones de *Eucalyptus* spp. *In*: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Memorias de la Reunión Nacional de Investigación Forestal. Publicación Especial núm. 1, CENID-COMEF, Coyoacán D.F. p:45-46.

SAS Statistical Software, 1991. SAS/STAT User's Guide, Version 6, Fourth Edi-

tion, Vol. 1 & 2. SAS Institute Inc., Cary, NC, EUA.

van Heerden, S.W. y M.J. Wingfield. 2001. Genetic diversity of *Cryphonectria cubensis* isolates in South Africa. Mycological Research 105:94–99.

van Heerden, S.W., y M.J. Wingfield. 2002. Effect of environment on the response of *Eucalyptus* clones to inoculation with *Cryphonectria cubensis*. Forest Pathology 32:395-402.

van Heerden, S.W., H.V. Amerson, O. Preisig, B.D. Wingfield, y M.J. Wingfield. 2005. Relative pathogenicity of *Cryphonectria cubensis* on *Eucalyptus* clones differing in their resistance to *C. cubensis*. Plant Disease 89:659-662.

Venter, M., M.J. Wingfield, T.A. Coutinho y B.D. Wingfield. 2001. Molecular characterization of *Endothia gyrosa* isolates from *Eucalyptus* in South Africa and Australia. Plant Pathology 50:211-217.

Wapole, R.E., R.H. Myers, S.L. Myers y K. Ye. 2007. Probability & statistics for engineers & scientists. Pearson Prentice Hall, Bostos, MA, EUA. 791 p.

Wardlaw, T.J., 1999. *Endothia gyrosa* associated with severe stem cankers on plantation grown *Eucalyptus nitens* in Tasmania, Australia. European Journal of Forest Pathology 29:199-208.

Wingfield, M.J. 2003. Increasing threat of diseases to exotic plantation forests in the southern hemisphere: lessons from *Cryphonectria* canker. 2003 Daniel McAlpine Memorial Lecture. Australasian Plant Pathology 32:133-139.

Yuan, Z.Q. y C. Mohammed. 2000. The pathogenicity of isolates of *Endothia gyrosa* to *Eucalyptus nitens* and *E. globulus.* Australasian Plant Pathology 29:29-35.

Manuscrito recibido el 25 de abril de 2012.
Aceptado el 29 de enero de 2013.

Este documento se debe citar como:
Juárez-Palacios, J.C., J.A. Honorato-Salazar, L. Vázquez-Silva y J.F. Conrado Parraguirre-Lezama. 2013. Patogenicidad de *Chrysoporthe cubensis* en clones de *Eucalyptus grandis* y *E. urophylla* en el sureste de México. Madera y Bosques 19(1):17-36.

ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN

# Crecimiento de árboles individuales de *Geoffreea decorticans* Burk., en un bosque del Chaco semiárido, Argentina

## Growth of individual trees of *Geoffreea decorticans* Burk. in a forest from the Semiarid Chaco, Argentina

Ana María Giménez[1]*, Patricia Hernández[1], Norfol Ríos[1] y Federico Calatayu[1]

## RESUMEN

El objetivo del trabajo es contribuir al conocimiento del crecimiento de árboles individuales de *Geoffreea decorticans* (chañar), definir en función de la edad la evolución del incremento radial (IR), diámetro a la altura del pecho (DAP), sección normal (SN) y estimar el incremento medio (IMA) y anual (IA) con el fin proponer directrices para la correcta gestión de la especie. El estudio fue realizado en un bosque del Chaco Semiárido, Parque Los Quebrachos, Alberdi, Santiago del Estero, Argentina. Para el análisis epidométrico de fuste se derribaron 16 individuos que cumplían con la condición de: DAP superior a 15 cm; fuste sin defectos; de buena vitalidad. De los árboles derribados se extrajeron rodajas de 5 cm de espesor, a las alturas de 0,30 m; 1,30 m y final del fuste. La marcación y medición de anillos se efectuó con el Equipo Computarizado ANIOL y el programa CATRAS. Los datos fueron analizados con el software estadístico IFOSTAT. El chañar presenta anillos de crecimiento bien demarcados. El incremento radial promedio es 5,90 mm (1,79-16,55). La edad de culminación del crecimiento en DAP es a los 5 años y en SN se logra a partir de los 37 años. Este crecimiento permite definir el manejo en rotaciones cortas.

PALABRAS CLAVE:
Anillos de crecimiento, chañar, crecimiento radial, edad del árbol, manejo forestal.

## ABSTRACT

The objective of this study was to improve the knowledge on the annual growth rates of *Geoffreea decorticans* (chañar), to define the evolution of annual growth increment (IR), diameter at breast height (DAP), normal section (DN) with age, to estimate mean annual (IMA) and annual increment (IA) in order to propose guidelines for proper management of the species. The study was carried out in a semiarid Chaco forest, at Quebrachos Park, Alberdi, Santiago del Estero Province, Argentina. For epidometric stem analysis, 16 vigorous trees were selected based on DAP greater than 15 cm and clean bole. From each tree cross-sections of 5 cm thickness were removed at 0,30 m; 1,30 m above ground, and at the end of the stem. Definition of ring boundaries and ring with measuring were made with computerized equipment ANIOL and the computer program CATRAS. The data were analyzed with the statistical software package INFOSTAT. Chañar presented well-defined annual growth rings. The average thickness of rings is 5,90 mm (1,79 – 16,55). The age of completion for DAP was determined to be the five

1 Instituto de Silvicultura y Manejo de Bosques (INSIMA). Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Nacional de Santiago del Estero (UNSE). Argentina.
* Autor para correspondencia. C.e.: amig@unse.edu.ar

years, and NS is achieved after 37 years. This growth rate can define the management on short rotations.

KEY WORDS:
Growth rings, chañar, radial growth, age of tree, forest management.

## INTRODUCCIÓN

Las especies arbóreas del género *Geoffroea* que vegetan en Argentina son: *Geoffroea striata Morong* (manduvi-rá) y *Geoffroea decorticans Burkart* (chañar). Ambas tienen importancia florística y son usadas localmente, ya que sus maderas tienen escaso valor comercial. La madera y la corteza de esta especie han sido descritos en forma comparada y se consideran de alta afinidad (Giménez, 2004). El chañar es una especie arbórea secundaria de amplia distribución geográfica, se extiende desde el sur de Perú, norte de Chile, Bolivia, Chaco Paraguayo y oeste de Uruguay, hasta la Patagonia Argentina. En este último país ocupa principalmente las provincias fitogeográficas del Chaco, Monte y Espinal, desde Jujuy a Río Negro y Neuquén (Coscaron Arias y Ganmdullo, 2004). Puede encontrarse como un integrante secundario del bosque chaqueño, o formando rodales puros en zonas abiertas, inundables, con niveles freáticos poco profundos y salinos. Es una especie colonizadora de suelos húmedos, ya consolidados y ricos en limos, muy agresiva en el Chaco Boreal (Mereles y Degen, 1997). En el Chaco semiárido es una de las especies de mayor frecuencia, presente en 80% de las áreas de estudio junto a *Cercidium praecox, Prosopis nigra y Prosopis alba* (Giménez y Hernández, 2008).

El chañar se reproduce por semillas o por vía vegetativa mediante raíces gemíferas y cepa. Las semillas poseen diseminación endozoica. La activación de yemas en las ramas, corona del tallo o las raíces pueden ser provocadas, entre otros factores, por el fuego. Es alta la capacidad de rebrote después de sufrir incendios y cortes severos.

Esta especie tiene dos aspectos a considerar, en algunas zonas de Argentina es reconocida como una leñosa arbustiva invasora; mientras que en bosques heterogéneos del Chaco semiárido es un componente secundario. Es apreciada localmente por el uso de su madera y otros valores (Giménez y Moglia, 2003). En las zonas semiáridas y subhúmedas forma densas colonias, debido a que su sistema radical da origen a un conjunto de plantas dispuesta en forma circular u oval, llamadas isletas, con plantas de mayor tamaño y edad, próximas al centro. En algunas regiones, se relaciona a la especie con perjuicios que ocasiona al comportarse como invasora en pastizales degradados, sin considerar los importantes productos que ofrece (Anderson, 1976). La concepción que la biomasa de chañar puede tener uso industrial, no ha sido debidamente desarrollada, con aspectos positivos complementarios, obteniendo ventajas productivas (ganadera y forestal) económicas y ecológicas. En la implementación de sistemas silvopastoriles debe tomarse en cuenta la cobertura y la densidad de individuos, regulando mediante podas y raleos la entrada de luz y la circulación del ganado (Echeverría y Giulietti, 2001).

Es de interés regional, investigar sobre el crecimiento y ecología del chañar con el fin de darle un adecuado manejo. Una herramienta válida para tal análisis es el estudio de crecimiento a partir del conteo y medición de anillos. El ancho de los anillos de crecimiento es el parámetro que tradicionalmente se emplea para inferir cambios en la historia de vida de los árboles y la relación con su entorno. El empleo de los anillos de crecimiento de las leñosas permite cuantificar en forma precisa

las velocidades de crecimiento radial de los árboles en distintos ambientes, así como determinar diferencias en las estructuras poblacionales del bosque en relación con factores tales como el clima, el suelo, los disturbios naturales y la historia de uso (Villalba, 2000). Estudios que requieran información sobre la estructura de edad y la dinámica de los bosques, la determinación de sus turnos de aprovechamiento, el establecimiento de las relaciones entre crecimiento leñoso, o simplemente la reacción del bosque a un tratamiento silvícola determinado, necesitan del fechado y la evaluación de los ritmos pasados y presentes del crecimiento (Schweingruber, 1996).

El conocimiento de la estructura y dinámica de estos bosques permitirá plantear estrategias de manejo y recuperación de los mismos (Villagra *et al.*, 2002). La aplicación del análisis epidométrico en el manejo es directa y representa una herramienta indispensable en la planificación de aprovechamientos sustentables de bosques. Las tasas de crecimiento observadas en las diferentes especies nativas estudiadas, indican que los turnos biológicos de corta son más largos de lo que se ha pensado y se viene aplicando hasta la actualidad (Giménez y Ríos, 1999; Giménez *et al.*, 2000; Giménez *et al.*, 2003). La modelación del crecimiento del leño de especies nativas en su ambiente, permite la estimación de los momentos en que los árboles alcanzan el máximo crecimiento medio, información muy útil para una apropiada corta, asegurando la renovación del monte (Juárez de Galíndez y Balzarini, 2003).

## OBJETIVOS

El objetivo del presente trabajo es contribuir al conocimiento del crecimiento de árboles individuales de *Geoffreea decorticans*; definir la evolución del incremento radial (IR), diámetro a la altura del pecho (DAP), sección normal (SN) con la edad, estimar el incremento medio (IMA) y el incremento anual (IA), evaluando las perspectivas de la especie para un futuro manejo sustentable.

## METODOLOGÍA

El estudio fue realizado en el Parque Los Quebrachos, Departamento Alberdi, Provincia de Santiago del Estero, Argentina. El área corresponde al Distrito Chaqueño Occidental y su posición geográfica es 26º04’19,62” Lat. S.; 63º35’41,40” Long. O (Fig. 1). El clima es subtropical, continental, de carácter semiárido, con precipitaciones escasas y estivales alternando con sequías en períodos bien delimitados. La precipitación media anual es de 600 mm (para un intervalo de 500 mm a 700 mm).

El área de estudio se localiza a escasos metros al este de la llanura de escurrimiento impedido del río Salado (bañados activos). Su localización geomorfológica coincide con la antigua llanura de inundación, la cual fue cubierta por un manto superficial de sedimentos eólicos. Como consecuencia el material originario de los suelos se halla íntimamente relacionado al comportamiento del río Salado y a la posterior cobertura superficial. Los suelos son planos, suavemente elevados con vegetación boscosa (Piarfon, 2005).

El predio en estudio es un bosque secundario de dos quebrachos, clausurado hace 20 años, lo que permitió a la vegetación expresarse con gran exuberancia (Giménez y Hernández, 2008). La estructura vertical diferencia 4 estratos: 1) herbáceo y gramíneo, de cobertura completa con predominio de *Trichloris crinita; Solanum argentinum, Heliotropium sp., Setaria fiebrigi; Bromelia hierony;* 2) arbustivo, de 3 m de altura compuesto por *Celtis pallida, Acacia precoz;* 3) arbó-




Figura 1. Área de estudio.

reo inferior, formado por especies secundarias: *Ziziphus mistol, Prosopis ruscifolia, Cercidium praecox, Prosopis nigra, Geoffroea decorticans* (con alturas de 6 m a 8 m); 4) arbóreo superior formado por *Schinopsis lorenzii* (quebracho colorado) *y Aspidosperma quebracho-blanco* (quebracho blanco) con alturas de 12 m a 20 m. Las leñosas más abundantes son: *Schinopsis lorenzii* (44%), *Zizipphus mistol, Celtis tala, Prosopis nigra, Geoffroea decorticans* (10%). Según datos del Inventario forestal, el chañar está representado en el rodal con 28 árboles/ha, volumen de fuste de 3,335 $m^3$/ha y volumen total de 6,11 $m^3$/ha (Piarfon, 2005).

El chañar está distribuido en pequeños grupos. Es una especie de cuarta magnitud, corteza verdosa y flores amarillas muy llamativas (Fig. 2). (Giménez y Mogia, 2003). La distribución por clases diamétricas indica un rodal joven, con escasos pies de diámetros superiores a 20 cm, en clases de edad entre 5 y 20 años, con predominio de la clase diamétrica de 5 cm a 10 cm. Para el análisis epidométrico de fuste, se derribaron 16 individuos de la especie *Geoffreea decorticans* (Gill., ex Hook.& Arn.) Burk., Familia: Fabaceae (Leguminosae: Papilionoideae).

De una muestra de árboles de diferentes edades tomada al azar, se escogieron los que cumplían la condición de: DAP superior a 15 cm; fuste sin defectos; de buena vitalidad. A cada árbol seleccionado se midió el DAP a 1,30 m; altura de fuste (m)





Figura 2. Detalles dendrológicos del chañar.

y altura total (m), marcándose la dirección norte en el fuste. De los árboles derribados se extrajeron secciones trasversales de 5 cm de espesor a una altura sobre el suelo de 0,30 m; 1,30 m y al final del fuste, acorde con metodología de Helinska (1991). Las muestras se prepararon con cepilladora (cepillo), lijadora de banda y orbital con juego de lijas de granulometría de 600 granos por pulgada cuadrada a 1000 granos por pulgada cuadrada, hasta tener una superficie lisa, que demarcara con alta definición los anillos de crecimiento.

La marcación y medición de anillos se efectuó con el Equipo Computarizado ANIOL y el programa CATRAS (Aniol, 1991). Con este procedimiento se consignó el número de años y el espesor del anillo con una resolución de 0,01 mm. Las mediciones se efectuaron de corteza a médula. Se sincronizaron los anillos manualmente y por cuadrantes, a fin de tener diferencia de edad (± 2 años).

Se analizaron las siguientes variables en función de la edad:

IR: Incremento radial o espesor de anillo de crecimiento

DAP: Diámetro a la altura de 1,30 m

SN: Sección normal del árbol (sección a la altura de 1,30 m).

Se calculó el crecimiento medio anual (IMA) y crecimiento anual (IA) para las variables DAP y SN. El crecimiento medio anual (IMA) resulta del cociente entre el valor total acumulado de la variable considerada, en un determinado tiempo de su evolución, desde su origen y su edad en dicho momento. Incremento anual (IA) es la expresión del crecimiento anual que resulta del crecimiento en un año. El crecimiento anual y el crecimiento medio anual coinciden en un determinado momento de la vida del árbol o de la masa, en el cual el crecimiento medio anual es máximo. La edad de culminación biológica se obtuvo a

partir del punto de encuentro de la curva del IMA y del IA.

IMA= Variable(n) / n
IA= Vn-V(n-1)

donde:

IMA: incremento medio anual
(n): año
IA: Incremento anual
Vn: variable en el año n
V(n-1): variable en el año n-1

**Análisis estadístico**

Los datos fueron analizados con el software estadístico programa IFOSTAT 2010. Para el estudio de las tendencias en crecimiento se usó el método basado en la edad biológica de los árboles (Komin, 1967), trabajándose con individuos de edades diferentes. Se empleó la técnica de suavizado de las series individuales de ancho de anillos para eliminar la variación climática de las series de IR, previa modelación del crecimiento. Se usó un filtro basado en medias móviles de ventana igual a 5 años (Juárez de Galíndez *et al*., 2007).

El espesor de los anillos de cada uno de ellos, se alineó con los de otros individuos según la edad biológica. Así se expresaron biológicamente las tendencias de crecimiento de la especie en determinado sitio. La estandarización de la curva de crecimiento medio presume que la forma de la estructura a cualquier edad biológica es independiente del período de tiempo durante el cual se produce.

Fueron analizados los modelos de regresión para las propiedades estudiadas y la edad. Se trabajó con un modelo polinomial de segundo orden para modelar la estructura de la media (promedio) de la variable IR en función de la edad del árbol.

Modelo de crecimiento:

$$y= B_0+B_1 {*} Edad+B_2{*}Edad^2+ E_0$$

**RESULTADOS**

El chañar es una de las pocas especies arbóreas del Chaco argentino que presenta anillos de crecimiento bien definidos, lo que permite realizar el análisis epidométrico del fuste por conteo y medición de anillos. A nivel macroscópico se demarca una banda oscura correspondiente a la sección de madera tardía, donde el tejido es más denso, seguida de una banda ancha y clara de madera temprana al inicio del anillo (Fig. 3).

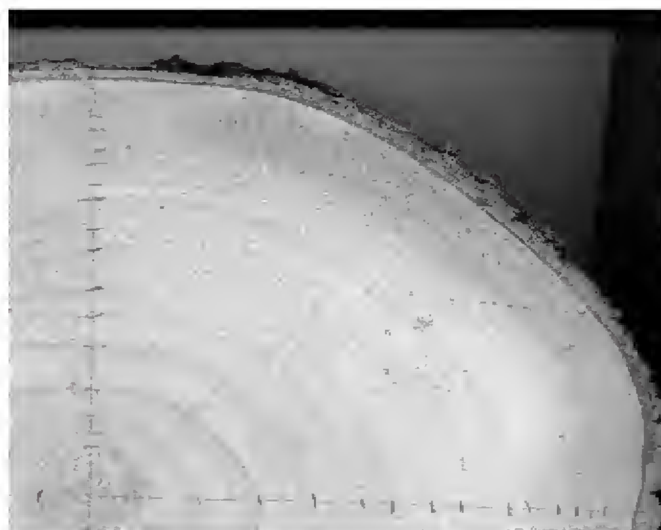


Figura 3. Vista macroscópica de los de anillos de chañar

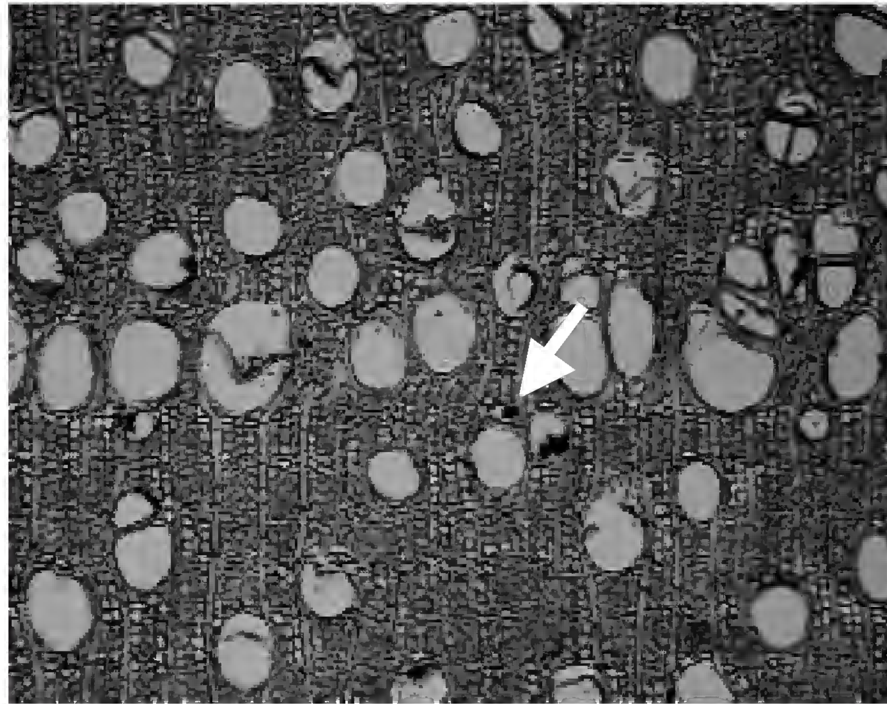


Figura 4. Vista microscópica del inicio de un anillo de chañar.

La definición del anillo está dada por la conjunción de dos aspectos anatómicos: la presencia de una banda de parénquima terminal, más la distribución de los vasos a lo largo del anillo en porosidad semicircular (Giménez, 2004) (Fig. 4).

En la tabla 1 se indican los estadísticos descriptivos de las series promedio de IR de 16 individuos. El espesor medio de anillos (IR) fue de 5,90 mm, con una intervalo de 1,79 mm a 16,55 mm, desviación estándar de 2,54 y el coeficiente de variabilidad de 43%. Los árboles estudiados mostraron edades que oscilan entre 9 a 33 años.

Los valores IR fueron variables entre los individuos de un mismo rodal (Fig. 5) con un valor máximo a los 5 años de edad.

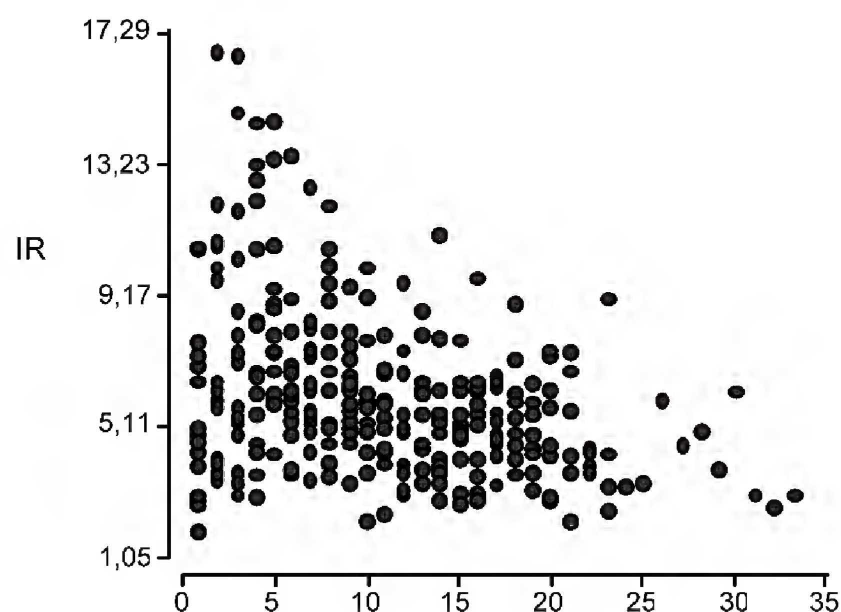



Figura 5. Relación entre las series IR y edad para el chañar.

Tabla 1. Estadística Descriptiva de las series de IR de 16 árboles de chañar.

| *IR* | *Edad del árbol (años)* | *Media (mm)* | *Desviación estándar (mm)* | *Valor mínimo (mm)* | *Valor máximo (mm)* |
|---|---|---|---|---|---|
| Árbol 1 | 23 | 5,05 | 2,31 | 2,13 | 10,93 |
| Árbol 2 | 19 | 5,23 | 1,63 | 2,84 | 8,88 |
| Árbol 3 | 20 | 4,87 | 1,27 | 2,63 | 7,30 |
| Árbol 4 | 33 | 4,87 | 1,56 | 2,49 | 8,99 |
| Árbol 5 | 17 | 9,75 | 3,35 | 5,06 | 16,52 |
| Árbol 6 | 15 | 7,45 | 3,2 | 2,97 | 12,61 |
| Árbol 7 | 21 | 6,27 | 1,55 | 4,06 | 10,47 |
| Árbol 8 | 16 | 6,13 | 2,27 | 1,79 | 10,49 |
| Árbol 9 | 16 | 5,3 | 2,05 | 2,77 | 9,50 |
| Árbol 10 | 29 | 5,14 | 1,47 | 2,52 | 7,82 |
| Árbol 11 | 21 | 4,45 | 2,05 | 2,07 | 10,19 |
| Árbol 12 | 10 | 11,09 | 3,49 | 6,89 | 16,55 |
| Árbol 13 | 10 | 7,48 | 1,95 | 4,15 | 10,63 |
| Árbol 14 | 9 | 8,57 | 2,27 | 4,48 | 11,98 |
| Árbol 15 | 26 | 5,43 | 1,84 | 2,72 | 9,77 |
| Árbol 16 | 20 | 5,73 | 1,52 | 2,81 | 9,06 |

En la figura 6 se indica el histograma de frecuencia relativa de IR.

En la tabla 2 se indican las funciones de ajuste de las variables IR, DAP y SN

Dada la variabilidad del IR, las series se suavizaron con medias móviles en escala de 5 años. Se ajustaron a una curva explicada por una función polinómica de segundo grado con un $R^2$ de 0,51 (Fig.7).

La evolución DAP/edad (Fig. 8) se ajustó a una ecuación polinómica de segundo grado con un $R^2$ de 0,84 (30 cm DAP a los 31 años).

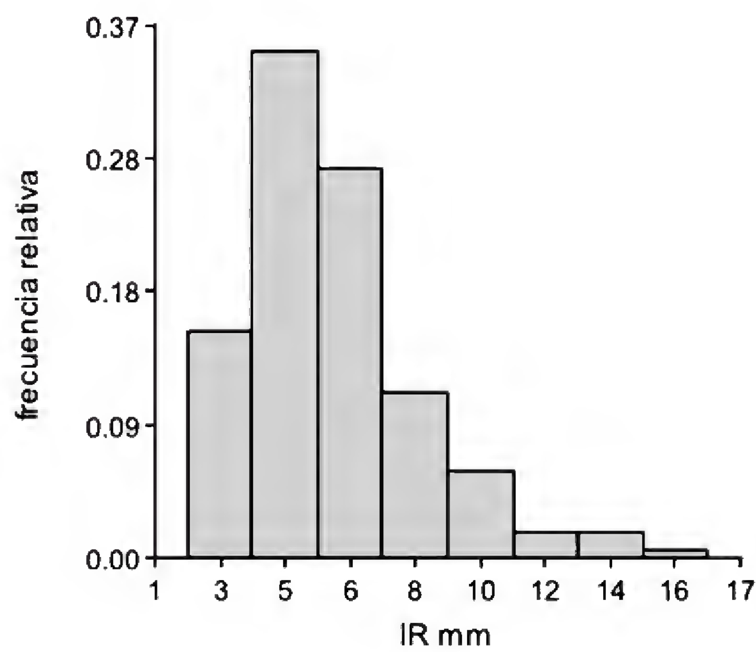



Figura 6. Frecuencia relativa (%) del IR (mm).

Tabla 2. Estadística descriptiva y función de ajuste

| *Variable* | *N* | *$R^2$* | *Función de ajuste* |
|---|---|---|---|
| IR | 329 | 0,51 | IR=8,40E-04 edad$^2$-0,16 edad +7,55 |
| DAP | 329 | 0,84 | DAP= -0,013 edad$^2$ + 13,57 edad + 4,87 |
| SN | 329 | 0,79 | SN = 38,4 edad$^2$ + 1222,07 edad -1732,33 |

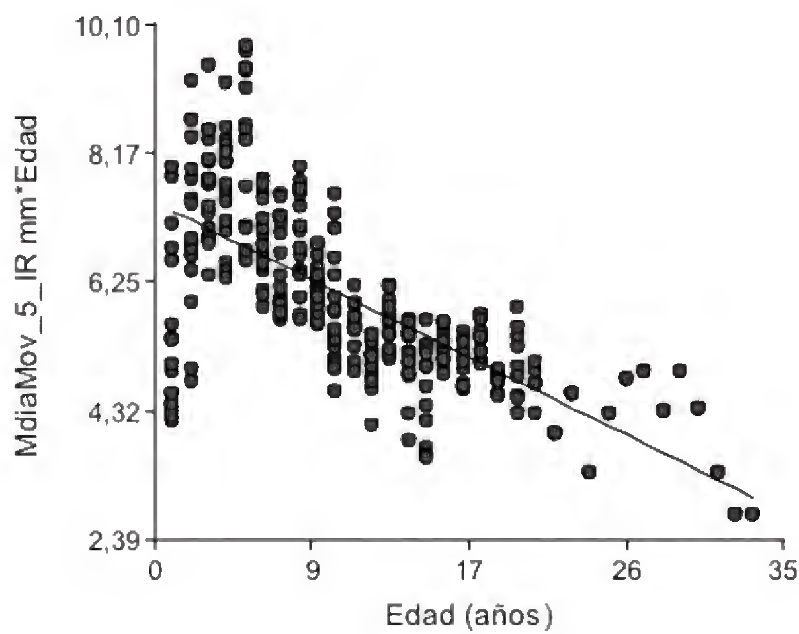



Figura 7. Ajuste del IR suavizado.

El incremento promedio en diámetro para un intervalo de 33 años fue de 0,879 cm. Este dato es excepcional en las leñosas arbóreas del Chaco Semiárido, ya que se alcanza el diámetro mínimo de corta a tan temprana edad. Se estimó el IMA e IA en función del DAP (Fig. 9), a los 33 años; el IMA es de 9,16 mm y IA de 5,82 mm. Se encontró que el IMA e IA se interponen tempranamente a los 5 años a un valor de 11,81 mm.

La sección normal en relación con la edad se ajustó a una función polinómica de segundo grado con $R^2$ de 0,79 (Fig. 10).

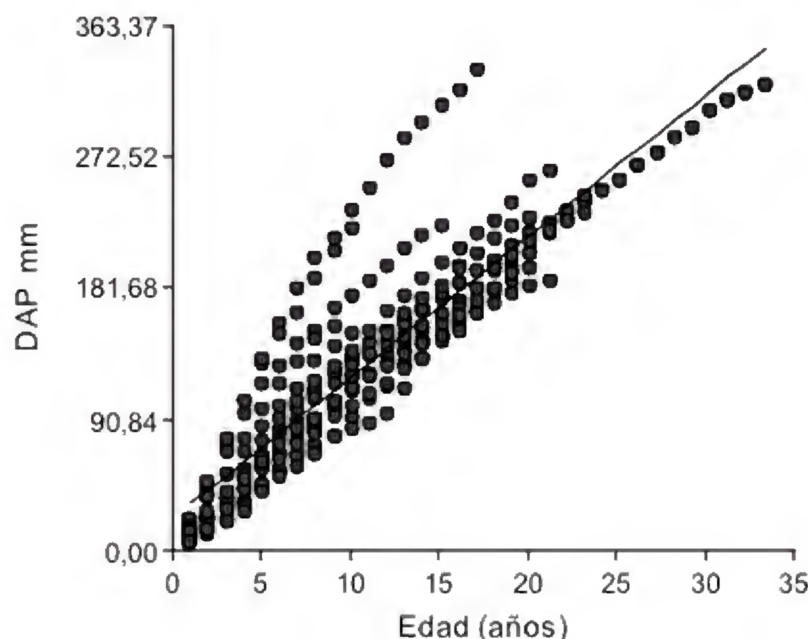



Figura 8. Evolución del DAP y la edad.

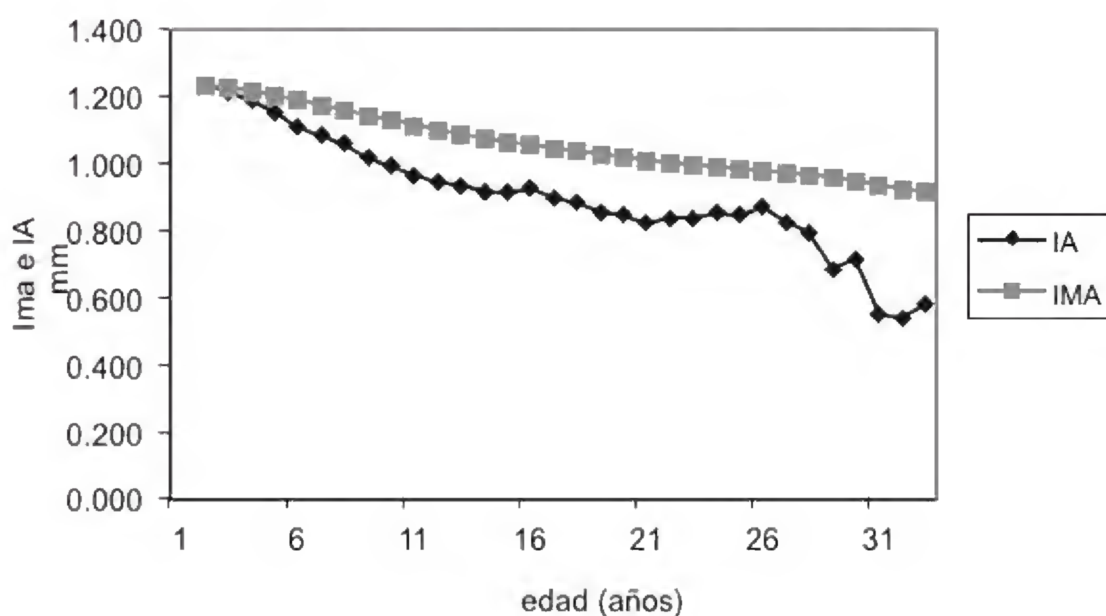



Figura 9. Culminación del incremento en DAP según IMA e IA.

Se obtuvieron valores calculados y ajustados de IMA, 2738 mmm, y de IA, 2176 mm², a la edad de 33 años (Fig. 11). Las curvas están prontas a interceptarse, lo que indica una culminación temprana del crecimiento expresado en sección, con máximos entre los 20 y 25 años.

Para definir el turno biológico de corta de una población, se determinó la edad de la planta donde el crecimiento anual (crecimiento promedio en una edad determinada) es menor al crecimiento anual promedio alcanzado hasta ese momento (crecimiento acumulado dividido por la edad de la planta).

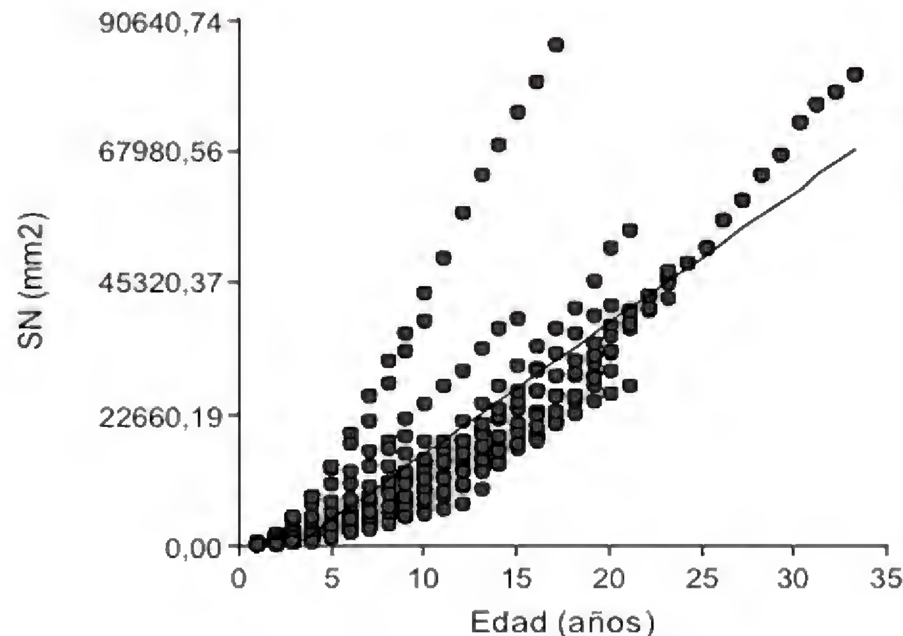



Fig. 10. Evolución de SN y edad.

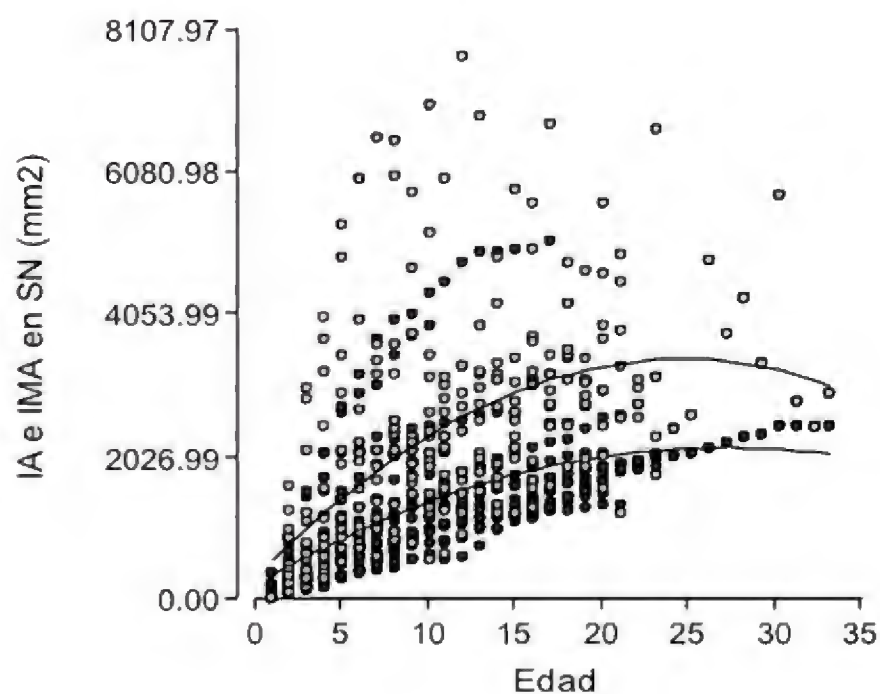



Figura 11. IMA e IA en función de la SN.

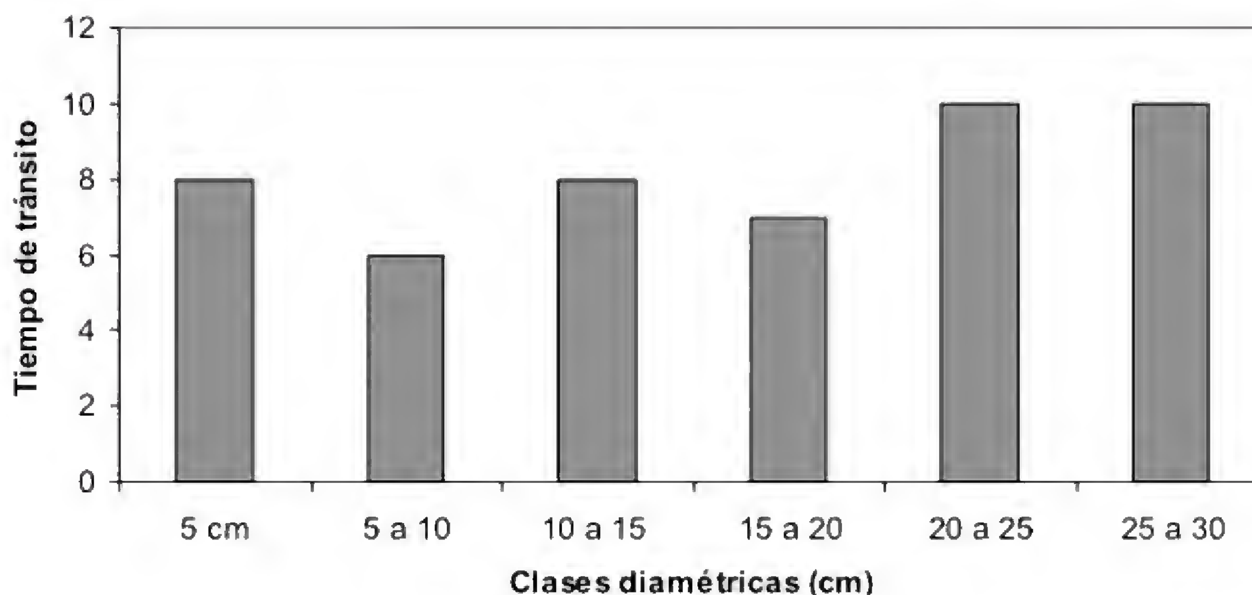



Figura 12. Tiempo de tránsito por clases diamétricas.

Como la variable que mejor se correlaciona con el volumen económico es la sección normal (SN), se estimó el incremento anual en SN para cada edad a partir del incremento diamétrico medido. Con la ecuación de ajuste, se proyectó la evolución de la SN a través de sus incrementos, lográndose interceptar las curvas de IMA e IA a la edad de 37 años para un valor de 2240 $mm^2$.Esto permitió especular sobre los diámetros máximos citados por la literatura y el punto de culminación del crecimiento en SN. La edad de culminación expresada en SN fue de 37 años en el caso de este estudio. Se alcanzó el diámetro mínimo de corta a los 25 años.

Con la curva de DAP y edad se estimó el tiempo de tránsito entre cada clase diamétrica de 5 cm, que varió entre 6 a 10 años según las clases (Fig.12).

## DISCUSIÓN

Existe una literatura rica en relación con estudios del espesor medio de los anillos de chañar. Roth y Giménez (2006) indican un valor de 3,1 mm (1 mm a 5 mm) para el Chaco Semiárido. Echeverría y Giulietti (2001) citan un espesor medio de 3,4 mm/ año para San Luis, con crecimiento en diámetro de 0,65 cm/año. En chañarales de Chile, Serra (1998) revela un crecimiento en diámetro de 0,7 cm. En este estudio el espesor medio de anillos para 33 años de intervalo fue de 5,90 mm/año.Se notó una marcada diferencia en la velocidad de crecimiento con la edad. El crecimiento fue muy rápido durante los primeros 5 años de vida y alcanzó un máximo entre los 2 a 5 años (5,9 mm) para decrecer a los 30 años, lo que indicó la culminación temprana de crecimiento.

Juárez de Galíndez y Balzarini (2003), trabajando con especies nativas, sugieren la técnica de suavizado aplicada a las series de anchos de anillos para eliminar la variación climática de las series individuales, previa modelación del crecimiento. Los árboles objeto de estudio indicaron un comportamiento de una especie de rápido crecimiento y longevidad baja para las condiciones ecológicas del Chaco. Este resultado implica la necesidad de replantear la mayoría de los emprendimientos forestales existentes, incluso la legislación forestal. Tradicionalmente se ha aconsejado cortar árboles mayores a 25 cm de diámetro para espe-

cies secundarias, esto significa cortar árboles antes de que alcancen la mayor tasa de crecimiento forestal. El diámetro mínimo de corta se logra a los 25 años.

En referencia a los anillos de crecimiento, las características de demarcación y el espesor varía según las especies de la región. En *Prosopis alba* el espesor medio de anillos es 4,05 mm (2,11 mm a 5,18 mm) (Giménez *et al*., 1998); *Prosopis kuntzei*, 3,26 mm (1,9 mm a 4,5 mm) (Giménez *et al*., 1997); *Prosopis nigra,* 3,29 mm (1,14 mm a 8,59 mm) (Giménez *et al*., 2003); *Prosopis ruscifolia,* 5,66 mm (3,3 a 6,8 mm) (Giménez *et al*., 2009); *Schinopsis quebracho-colorado,* 2,19 mm (1,6 mm a 4,5 mm) (Giménez y Ríos, 1999) y *Aspidosperma quebracho-blanco* con 2,20 mm (Moglia, 2000).Juárez *et al*. (2007) indican para vinal (*Prosopis ruscifolia*) una edad de culminación del incremento radial a los 11 años de edad, mientras que para la especie de este estudio fue de cinco años.

Como se evidencia, *Geoffroea decorticans* es la especie de mayor IR promedio de las estudiadas para el Chaco Semiárido, lo cual representa una aliciente muy importante. Hay que destacar que el diámetro máximo de 30 cm, citado por Tortorelli (2009), es indicativo de la baja longevidad de la especie.

## CONCLUSIONES

*Geoffreea decorticans* es una especie de crecimiento medio y de muy buenas perspectivas de aprovechamiento en relación con el tiempo de tránsito de las clases diamétricas.El Incremento radial promedio (IR) es de 5,90 mm (1,79 mm -16,55 mm), con un máximo a edades tempranas (5 años), para un intervalo de 35 años.La edad de culminación expresada en DAP fue a los 5 años, en SN se logra a partir de los 37 años; el diámetro mínimo de corta se logra a los 25 años. Este crecimiento permite el manejo en rotaciones cortas.

## REFERENCIAS

Anderson, D. 1976. Invasión del chañar (*Geoffroea decorticans*) en los pastizales de la Pcia de San Luis. RIA (7):153-172.

Aniol, R. 1991. Computer Aided Tree Rings Analysis System, User manual. Schleswig, F.R.G, Alemania.

Gandullo, R., J. Gastiazoro, A. Bünzli y C. Coscaron-Arias. 2004. Flora típica de las bardas del Neuquén y sus alrededores. Petrobrás. 246p.

Echeverría, J.C. y J. Giulietti. 2001. Estimación de biomasa y productividad de chañar mediante teledetección y modelos de simulación. INTA Ria. 30:59-66.

Giménez, A.; N. Ríos, y G. Moglia. 1997. Leño y corteza de *Prosopis kuntzei* en relación a algunas magnitudes dedrométricas. Revista de Investigaciones Agraria Sistemas y Recursos Forestales- España- 6(1-2):163-182.

Giménez, A.; N. Ríos.; G. Moglia y C. López. 1998. Leño y corteza de *Prosopis alba* Griseb., algarrobo blanco, en relación con algunas magnitudes dendrométricas. Bosque 19(2):53-62.

Giménez, A.M. y N.A. Ríos. 1999. Crecimiento de *Schinopsis quebracho-colorado* (Schlecht.) Barkl. et Meyer, Anacardiaceae. Madera y Bosques 5(2):35-51.

Giménez, A.; G. Moglia; P. Hernández y S. Bravo. 2000. Leño y corteza de *Prosopis nigra* (Griseb.) Hieron, Mimosaceae, en relación a algunas

magnitudes dendrométricas. Revista Forestal Venezolana 44(2):29-37.

Giménez, A.M. y J.G. Moglia. 2003. Árboles del Chaco Argentino. Guía para el reconocimiento dendrológico. ISBN: 987 95852-9-1. Ed. Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Ministerio de Desarrollo Social - Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Nacional de Santiago del Estero. 307 p.

Giménez, A.M., N.A. Ríos y J.G. Moglia. 2003. Crecimiento de *Prosopis nigra* (Griseb.) Hieron (Algarrobo negro) en Santiago del Estero, Argentina. Foresta Veracruzana 5(2):17-21.

Giménez, A.M. 2004. Anatomía comparada de leño y corteza de *Geoffroea striata y Geoffroea decorticans*. Madera y Bosques 10(1):55- 68.

Giménez, A.M. y P. Hernández. 2008. Biodiversidad en Ambientes naturales del chaco Argentino Vegetación del Chaco semiárido, Provincia de Santiago del Estero Fascículo 1-FONCYT. FCF-UNSE. 120 p. ISBN: 978-987-1375-26-4.

Giménez, A.M.; N. Ríos; P. Hernández y J.G. Moglia. 2009. Influencia de la edad en crecimiento de vinal (*Prosopis ruscifolia* Burkart.) en la provincia de Santiago del Estero. Madera y Bosques 15(2):45-54.

Juárez de Galíndez, M. y M. Balzarini. 2003. Modelación de la estructura de covarianza entre observaciones de un mismo individuo en modelos de curvas de crecimiento arbóreo. SAE 17(1-2) (*on line*).

Juárez de Galíndez, Giménez, A.; Ríos, N.; M. Balzarini, 2007. Modelación del crecimiento en diámetro de vinal (*Prosopis ruscifolia*) en Santiago del Estero, Argentina. Foresta Veracruzana 9(2):9-15.

Komin, G. 1967. Methods of calculation of growth indices for trees of different age in totality. Unpublished research report . Citado por Stokes y. Smiley, 1968.

Mereles F. y R. Degen. 1997. Leñosas colonizadoras e indicadoras de sitios modificados en el Chaco Boreal, Paraguay. Rojasiana 4(1):25-83.

Moglia, J.G. 2000. Variabilidad radial de los caracteres anatómicos de Aspidosperma quebracho blanco Schelkt Apocinaceae. Tesis doctoral, Universidad Nacional de Tucumán, Argentina. 95p.

PIARFON. 2005. Parque Chaqueño, Subregión Semiárida Estudio de los sistemas productivos en montes nativos explotados en el Parque Chaqueño Subregión Semiárido. Universidad Nacional de Santiago del Estero (UNSE). Tomo I, 240 p.

Roth, I. y A.M. Giménez. 2006. Argentine Chaco forests. Dendrology, tree structure, ang economic use. 2- The humid Chaco. Encyclopedia of plant anatomy.XIV/5. Gerbruder-Borntraeger-Berlin-Stuttgart. 204 p.

Schweingruber, F.H. 1996. Tree rings and environment: Dendroecology. Paul Haupt Berna, Suiza. 609 p.

Serra, M. 1998. Especies arbóreas y arbustivas para las zonas áridas y semiáridas de América Latina. *Geoffreea decorticans*. FAO. Red Latinoamericana de Cooperación Técnica en Sistemas Agroforestales. *Web: http//www.rlc.fao.org/redes/sisag/arboles/Chi-geof.htm.*

Tortorelli, L. 2009. Maderas y Bosques argentinos. 2ª ed. Tomo I y II. Orientación Gráfica Editora. 576 p.

Villagra, P.; M. Morales; R. Villalba y J. Boninsegna. 2002. Dendroecología de los algarrobales de la zona árida argentina. IANIGLA. Mendoza, Argentina. p:53-57.

Villalba, R. 2000. Dendroclimatology: a southern hemisphere perspective. *In*: Smolka P.P. y W. Volkheimer, eds. Southern hemisphere paleo- and neoclimates: Springer Verlag. Berlin, Alemania. p:27-57.

Helinska, R., E. Raczkowska; G. Fabisiak. 1991. Radial variation and growth rate in the length of the axial elements of sessile oak wood. IAWA Bull. 12(3):257-262.

Manuscrito recibido el 17 de junio de 2011.
Aceptado el 11 de diciembre de 2012.

Este manuscrito se debe citar como:
Giménez, A.M., P. Hernández, N. Ríos y F. Calatayu. 2013. Crecimiento de árboles individuales de *Geoffreea decorticans* Burk. en un bosque del Chaco semiárido, Argentina. Madera y Bosques 19(1):37-51.

ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN

# Estimación de contenido de carbono en la cuenca del río Magdalena, México

## Estimation of carbon content in the Magdalena River basin, Mexico

José Mauricio Galeana-Pizaña[1],
José Antonio Benjamín Ordóñez-Díaz[2] y Nirani Corona-Romero[1]

## RESUMEN

En el presente estudio se estimó el contenido de carbono de la biomasa aérea de seis tipos de cobertura vegetal en la cuenca del río Magdalena, ubicada en el suelo de conservación del Distrito Federal. Para ello, se elaboró un mapa de las clases de cobertura vegetal y uso de suelo del área de estudio, mediante la fotointerpretación de fotografías aéreas. Se utilizó un diseño de muestreo jerárquico estratificado con distribución sistemática, los sitios resultantes se desplegaron en un enmallado con una equidistancia de 550 metros. La colecta de los datos en campo se basó en un diseño anidado; con una intensidad de muestreo de 0,64%. Se establecieron 52 sitios de muestreo de 3000 $m^2$ cada uno. La cobertura vegetal que presentó mayor cantidad de carbono almacenado corresponde a la clase de *Abies religiosa* cerrado, con 163 Mg C $ha^{-1}$ promedio; le sigue la clase de *Abies religiosa – Pinus hartwegii* cerrado con 107 Mg C $ha^{-1}$ y la clase de *Abies religiosa abierto* con 95 Mg C $ha^{-1}$. Las clases de *Pinus* sp. y *Pinus hartwegii* cerrado tuvieron 47 Mg C $ha^{-1}$; *Pinus hartwegii – Abies religiosa* cerrado, 39 Mg C ha-1 y *Pinus hartwegii* abierto, 21 Mg C $ha^{-1}$.

PALABRAS CLAVE:
*Abies religiosa*, biomasa aérea, bosques, estructura diamétrica, *Pinus hartwegii.*

## ABSTRACT

Carbon content of aboveground biomass of six types of vegetation cover in the Magdalena River basin, located in the conservation land in the Mexico City, was estimated. Hence, a map of cover vegetation and land use to the study area was made; a hierarchical stratified sampling design with distribution systematic with a mesh of sampling sites equidistant of 550 meters was used for field work. The method used for field data collection was based on a nested design, with an intensity of sample of 0,64%. There were generated 52 sites of 3000 $m^2$. The vegetation cover that showed the highest amount of carbon stored corresponds to the forest of the the *Abies religiosa* closed with 163 Mg C $ha^{-1}$ in average; followed by the *Abies religiosa - Pinus hartwegii* closed with 107 Mg C $ha^{-1}$, and *Abies religiosa* opened with 95 Mg C $ha^{-1}$; about the covers of *Pinus* sp., *Pinus hartwegii* closed with 47 Mg C $ha^{-1}$; *Pinus hartwegii - Abies religiosa* closed with 39 Mg C $ha^{-1}$ and *Pinus hartwegii* opened with 21 Mg C $ha^{-1}$.

KEY WORDS:
*Abies religiosa*, above ground biomass, forest, diametrical structure, *Pinus hartwegii.*

1 Centro de Investigación en Geografía y Geomática "Ing. Jorge L. Tamayo". Contoy núm. 137. Colonia Lomas de Padierna, Tlalpan. 14740 D.F., México. C.e.: geomauricio23@gmail.com
2 Pronatura México, A.C. Aspergulas núm. 22. Colonia San Clemente, Alvaro Obregón. 01740 D.F., México.

## INTRODUCCIÓN

El cambio climático se define como las modificaciones termodinámicas que ocurren en la atmósfera a escala global, como consecuencia del incremento de las concentraciones de gases de efecto invernadero (GEI), provocando el calentamiento del planeta (IPCC, 2007). Esto afecta directamente al hombre y a las actividades económicas que tienen una correlación con el estado del tiempo (e.g.: temperatura, presión atmosférica, precipitación, etc.) produciendo modificaciones en su medio (e.g. aumento del nivel de mar), lo que a largo plazo provocará una crisis social (Galeana, 2008).

En el año 1976, se reconoció a los bosques como uno de los principales sumideros de carbono, junto con los océanos, el suelo y los pastizales (Mena, 2004). Actualmente, los ecosistemas boscosos están siendo amenazados por el cambio de uso de suelo, la deforestación y la quema de combustibles fósiles, siendo éstas las principales causas a nivel mundial de la liberación de dióxido de carbono ($CO_2$) a la atmósfera (Schneider, 1989; Goudie, 1990; Dixon *et al*., 1994). Los cambios en el uso del suelo y cobertura vegetal asociados a la fragmentación de hábitats son los disturbios más severos de las actividades antrópicas, causando un aumento de las tasas de extinción de especies, sobre todo en las décadas recientes (Soulé y Orians, 2001). Lo anterior indica un severo problema que se está acentuando y que se relaciona directamente con el cambio en la cobertura vegetal, lo cual repercute en el deterioro del ambiente (Lambin, 1994; Ordóñez, 2008).

La deforestación genera, a nivel regional, pérdida de la cubierta vegetal, detrimento de los recursos forestales, deterioro físico y químico del suelo, alteración del balance hídrico y desestabilización de cuencas; a nivel global, afecta el albedo y el balance de agua atmosférica, perturbando los patrones climáticos, contribuyendo así al calentamiento global (Houghton, 1991; Johns *et al*., 1992; Lund, 2006). Otra consecuencia es la reducción y fragmentación del hábitat (Murcia, 1995) lo que se traduce en pérdida de la biodiversidad y eliminación de la variabilidad genética de poblaciones y especies (Johns *et al*., 1992), sumado a una pérdida de los servicios ambientales y bioculturales (Otegui, 2007). Es por ello que estudios relacionados a los cambios en la cobertura vegetal están teniendo mayor atención (Brown y Lugo, 1994).

Históricamente, en una escala global, los cambios en la cobertura forestal han sido portadores de $CO_2$ a la atmósfera (Houghton, 1991; Brown, 2001), por esta razón en la actualidad se considera a los bosques como una opción para mitigar las emisiones de GEI, ya que secuestran y mantienen más $CO_2$ que otros ecosistemas terrestres, aparte de participar con 90% del flujo anual de carbono en el sistema atmósfera-tierra (Masera, 1995). El IPCC (2007) estima que combinando estrategias de conservación forestal con proyectos de reforestación en el mundo, los bosques podrían resultar en un sumidero neto de carbono durante los próximos 100 años, permitiendo reducir de 20% a 50% las emisiones de $CO_2$ a la atmósfera.

Las opciones de mitigación de los GEI pueden ser agrupadas en tres: La primera categoría incluye a las actividades que evitan la liberación del carbono secuestrado (e.g.: conservación y protección a los ecosistemas forestales); la segunda contiene actividades que capturan $CO_2$ (e.g.: aforestación, reforestación y agroforestería); y la tercera opción encierra actividades que sustituyan el uso de combustibles fósiles (Sathaye *et al*., 2001). Los procesos de captura-emisión son parte de un sistema con cuatro tipos generales de reservorios de carbono (vegetación aérea y subterrá-

nea, materia en descomposición, suelos y productos forestales), con tiempos de residencia y flujos asociados muy diferentes (Ordóñez, 1999).

Actualmente es creciente la atención global sobre el estimar con mayor certeza y precisión la dinámica del carbono secuestrado y emitido (balance emisión-captura) entre el bosque y la atmósfera. Reconocer el papel que juegan los bosques en el ciclo global del carbono, particularmente en la mitigación de los GEI, es una prioridad (Brown, 2001). La estimación de la captura de carbono es el punto de partida para hacer efectivas las opciones de mitigación de los GEI en el marco del Protocolo de Kyoto, además de permitir establecer un criterio de base de cálculo de la dinámica de este gas cuando no se ejecuta una medida de mitigación (Masera *et al.*, 2000); es decir, generar un caso de referencia con el cual se pueda comparar el cambio en las emisiones de los GEI y verificar los beneficios adicionales posteriores (IPCC, 2007).

La cuenca del río Magdalena brinda servicios ambientales a la ciudad de México, como son captura de carbono, recarga de mantos acuíferos, producción de oxígeno, fijación del sustrato y belleza escénica, principalmente; lo anterior sugiere acciones inmediatas dirigidas a la conservación y adecuado manejo de sus recursos. Sin embargo, la zona ha recibido fuertes presiones antropogénicas como asentamientos humanos, procesos de cambio de uso de suelo, instalaciones de infraestructura para diversos fines, extracción de recursos naturales (madera y fauna nativa, principalmente) y turismo no regulado, lo que ha ocasionado, entre otros problemas: deforestación y degradación forestal, establecimiento y auge de plagas forestales, incendios, contaminación del acuífero, inseguridad y erosión. Por ello, es primordial el desarrollo de una línea base confiable para iniciar proyectos de captura de carbono en los bosques del río Magdalena, lo que permita entender el proceso del cambio en la cobertura vegetal y uso del suelo y así poder ofrecer alternativas de mitigación del cambio climático (Fernández *et al.*, 2002; Galeana, 2008).

## OBJETIVOS

Los objetivos de la presente investigación son ,estimar el contenido de carbono en la biomasa aérea de las coníferas de la cuenca del río Magdalena, Distrito Federal, México; elaborar un mapa de cobertura vegetal y uso del suelo del área de estudio y, cuantificar el contenido de carbono por tipo de cobertura vegetal.

## METODOLOGÍA

### Área de estudio

La cuenca del río Magdalena se localiza dentro del suelo de conservación de las delegaciones Magdalena Contreras, Álvaro Obregón y Cuajimalpa, en el Distrito Federal (zona centro de México) (Fig. 1).

El área de estudio se encuentra ubicada en el suroeste de la cuenca de México, sobre la Sierra de las Cruces, misma que pertenece a la región fisiográfica del Sistema Volcánico Transversal, dentro de las subprovincia de Lagos y Volcanes de Anáhuac (INEGI, 2005a,b,c,d). Sus coordenadas extremas son: al Norte 19°17´52´´, al Sur 19°14´35´´, al Oeste 99°20´30´´ y al Este 99°15´06´´ (GDF, 2000).

La cuenca tiene una superficie de 2981,3 ha de relieve accidentado (2480 msnm-3860 msnm) con bosques de *Abies religiosa*, *Pinus hartwegii*, *Quercus* spp. y mixto; sus climas son templado subhúmedo y semifrío subhúmedo, ambos con lluvias en verano y suelos de tipo andosol húmico (GDF, 2000).

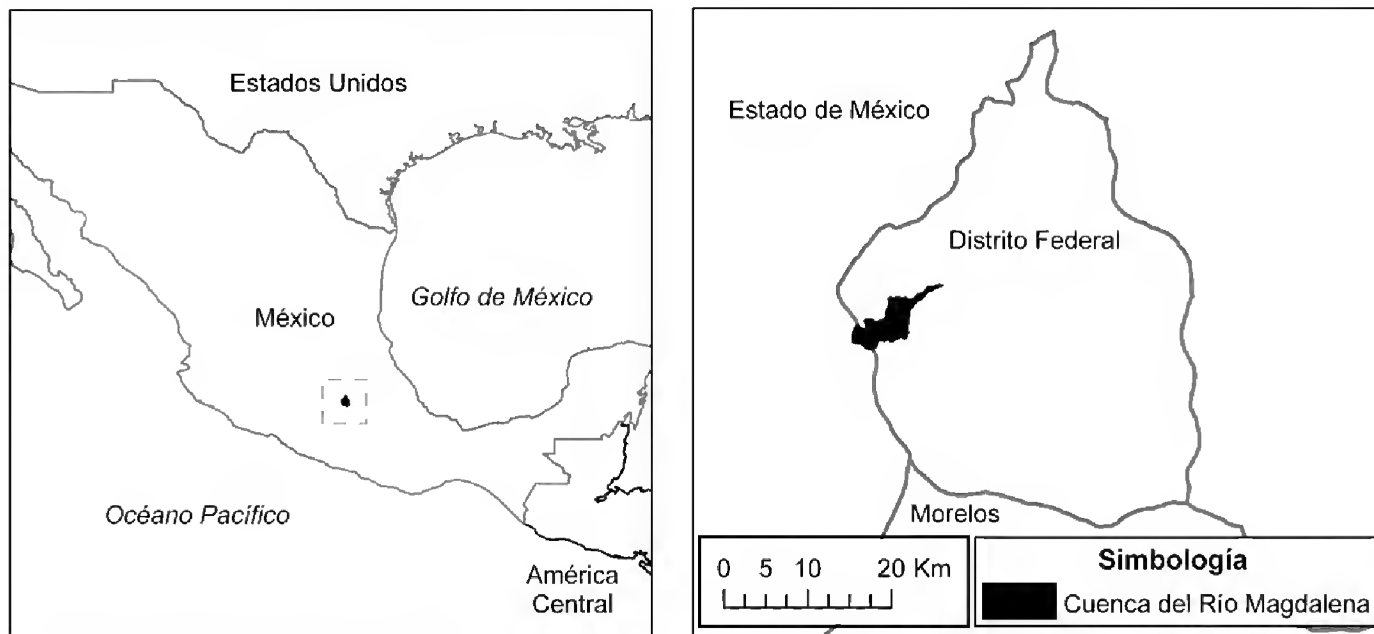



Figura 1. Localización de la cuenca del río Magdalena.

En la cuenca se forma el río Magdalena, que es uno de los cuerpos de agua más importantes de la Ciudad de México, con un volumen aproximado de agua permanente de 1 $m^3s^{-1}$ y que es empleado como fuente de abastecimiento de agua potable (CNA, 1997).

## Elaboración del mapa de vegetación y uso de suelo

Para realizar la estimación de captura de carbono se determinaron la clases de cobertura vegetal y uso de suelo para la elaboración del mapa, las cuales se definieron con base en los criterios de Reporte Técnico del Inventario Nacional Forestal (INF) de la Subsecretaría Forestal y Fauna Silvestre (SFFS, 1994), identificando las mismas categorías de cobertura vegetal y uso de suelo. Para la elaboración del mapa se reagruparon las clases de cobertura vegetal en 26 (Tabla 1).

Una vez determinadas las clases de cobertura vegetal, se realizó la interpretación de fotografías aéreas de escala 1:10 000, tomadas en enero del año 2005 con dirección norte-sur, y proporcionadas por el Instituto de Geografía de la Universidad Nacional Autónoma de México. La digitación del mapa se generó en pantalla usando el software Autocad Map 2002 y la base de datos en ArcView 3.2a.

## Diseño de muestreo

Se establecieron ocho clases de vegetación a muestrear para los fines de este estudio (Tabla 2).

Para estimar el contenido de carbono se utilizó un diseño de muestreo sistemático simple. Esto se hizo sobreponiendo una red cuadrangular de puntos equidistantes a 550 m (Fig. 2) a la capa de vegetación y uso de suelo, con el programa Arc GIS 9.2. El tamaño de muestra se determinó con 1% de intensidad de muestreo. Los puntos estuvieron definidos por coordenadas Universal Transversal de Mercator (UTM), representando el centro de las unidades a muestrear.

Tabla 1. Relación de las clases de cobertura vegetal con las establecidas por el INF, 1994.

| *Clases en este estudio* | *Claves* | *Clases del INF* |
|---|---|---|
| Agricultura | AGR | Agricultura de riego<br>Agricultura de temporal |
| Asentamientos humanos | AS | Zona urbana |
| Bosque de *Abies religiosa* abierto | $BA_1$ | Bosque de oyamel abierto |
| Bosque de *Abies religiosa* cerrado | $BA_2$ | Bosque de oyamel cerrado |
| Bosque de *Abies religiosa-Pinus hartwegii* abierto | $BA\text{-}Ph_1$ | Bosques de otras coníferas abierto |
| Bosque de *Abies religiosa-Pinus hartwegii* cerrado | $BA\text{-}Ph_2$ | Bosques de otras coníferas cerrado |
| Bosque de *Abies religiosa-Pinus* sp. abierto | $BA\text{-}Psp_1$ | Bosques de otras coníferas abierto |
| Bosque de *Abies religiosa-Pinus* sp. cerrado | $BA\text{-}Psp_1$ | Bosques de otras coníferas cerrado |
| Bosque de *Abies religiosa-Quercus* sp. abierto | $BA\text{-}Q_1$ | Bosques de otras coníferas abierto |
| Bosque de *Abies religiosa-Quercus* sp. cerrado | $BA\text{-}Q_2$ | Bosques de otras coníferas cerrado |
| Bosque de *Quercus* sp. abierto | $BQ_1$ | Bosque de encino abierto |
| Bosque de *Quercus* sp. cerrado | $BQ_2$ | Bosque de encino cerrado |
| Bosque de *Quercus* sp.-*Abies religiosa* abierto | $BQ\text{-}A_1$ | Bosques de otras coníferas abierto |
| Bosque de *Quercus* sp.-*Abies religiosa* cerrado | $BQ\text{-}A_2$ | Bosques de otras coníferas cerrado |
| Bosque de *Pinus hartwegii* abierto | $BPh_1$ | Bosque de pino abierto |
| Bosque de *Pinus hartwegii* cerrado | $BPh_2$ | Bosque de pino cerrado |
| Bosque de *Pinus* sp. abierto | $BPsp_1$ | Bosque de pino abierto |
| Bosque de *Pinus* sp. cerrado | $BPsp_2$ | Bosque de pino cerrado |
| Bosque de *Pinus hartwegii -Abies religiosa* abierto | $BPh\text{-}A_1$ | Bosques de otras coníferas abierto |
| Bosque de *Pinus hartwegii -Abies religiosa* cerrado | $BPh\text{-}A_2$ | Bosques de otras coníferas cerrado |
| Bosque de *Pinus* sp.- *Abies religiosa* abierto | $BPsp\text{-}A_1$ | Bosques de otras coníferas abierto |
| Bosques de otras coníferas abierto | | |
| Bosque de *Pinus* sp.- *Abies religiosa* cerrado | $BPsp\text{-}A_2$ | Bosques de otras coníferas cerrado |
| Bosque mixto | BM | No considerado |
| Cuerpos de agua | $H_20$ | Cuerpos de agua |
| Pastizal | PAS | Pastizal inducido |
| Plantación forestal | REF | Plantación forestal |

Tabla 2. Clases de cobertura vegetal utilizadas para la estimación de carbono.

| *Clases a muestrear* | *Claves* | *Clases del INF* |
|---|---|---|
| Bosque de *Abies religiosa* abierto | $BA_1$ | Bosque de oyamel abierto |
| Bosque de *Abies religiosa* cerrado | $BA_2$ | Bosque de oyamel cerrado |
| Bosque de *Abies religiosa-Pinus hartwegii* cerrado | $BA\text{-}Ph_2$ | Bosques de otras coníferas cerrado |
| Bosque de *Pinus hartwegii* abierto | $BPh_1$ | Bosque de pino abierto |
| Bosque de *Pinus hartwegii* cerrado | $BPh_2$ | Bosque de pino cerrado |
| Bosque de *Pinus hartwegii-Abies religiosa* cerrado | $BPh\text{-}A_2$ | No considerado |

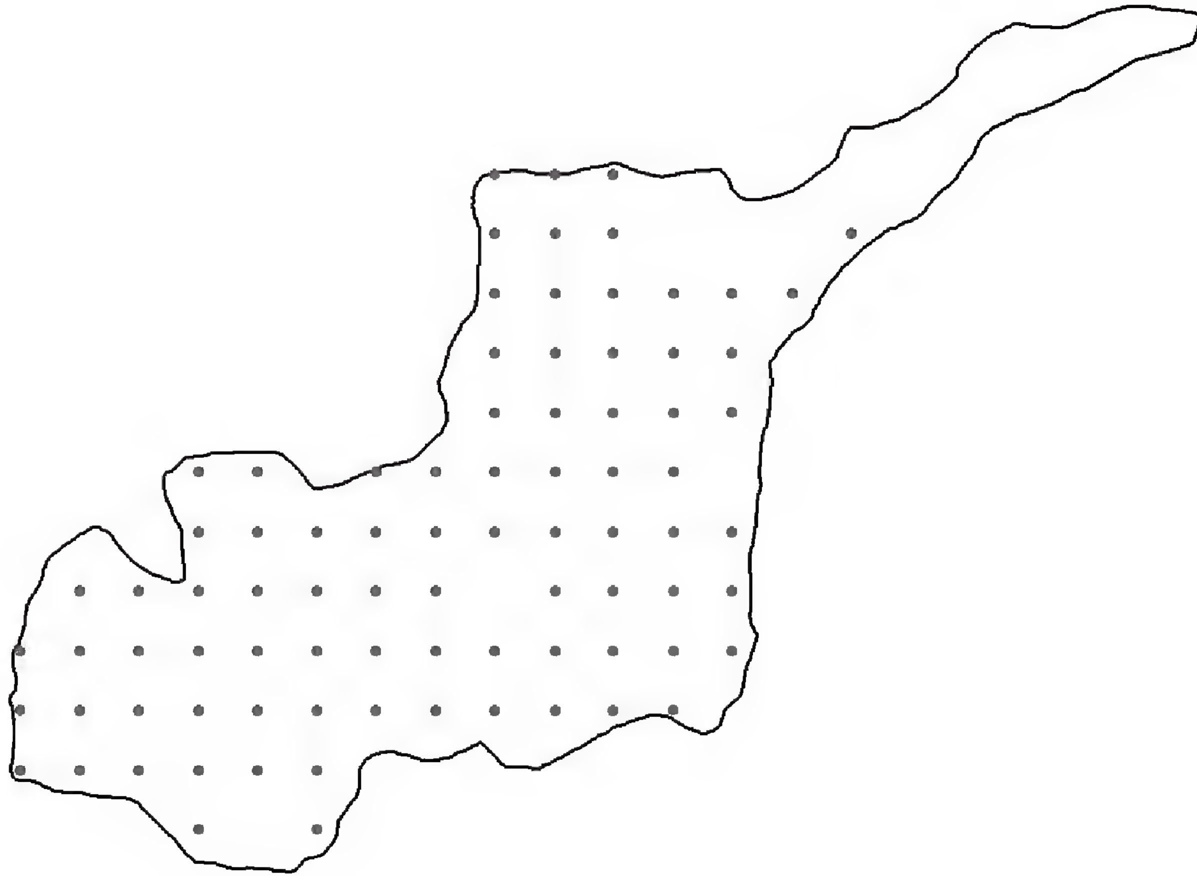


Figura 2. Red cuadrangular de puntos, obtenida del muestreo sistemático simple para la zona.

**Unidad de muestreo**

La metodología empleada en campo para la colecta de los datos de biomasa aérea se basó en un diseño anidado (Ordóñez, 2008; Fig. 3), que permitió la colecta de muestras y sus réplicas. De acuerdo con una intensidad de muestreo de 0,64%, se generaron 52 sitios de 3000 m$^2$, los cuales estuvieron conformados por tres parcelas circulares de 1000 m$^2$ con un radio de 17,84 m.

**Estimación del contenido de carbono en biomasa aérea**

Para estimar la biomasa aérea (BA) de los árboles se establecieron parcelas circulares de 1000 m$^2$. En cada parcela se evalúo la vegetación arbórea. A cada individuo (h>1,30m) se le midió el diámetro normalizado (DN) y la altura total. Los individuos con una altura total inferior a los 1,30 m se contabilizaron e identificaron por género. Todos los datos fueron registrados por género y por clase diamétrica, con intervalos de 5 centímetros.

Con los datos recolectados sobre la especie *Abies religiosa* se elaboró la siguiente ecuación alométrica para las alturas:

*Abies religiosa*

$$y = -0.004(DN^2) + 0{,}8427(DN)$$

$$r^2{:}\ 0{,}8427$$

Para las alturas de la especie *Pinus hartwegii* se utilizó la ecuación alométrica propuesta por Espinoza (2005):

*Pinus hartwegii*

$$y = 0{,}0015(DN^2) + 0.3956(DN)$$

$$r^2{:}\ 0{,}8883$$

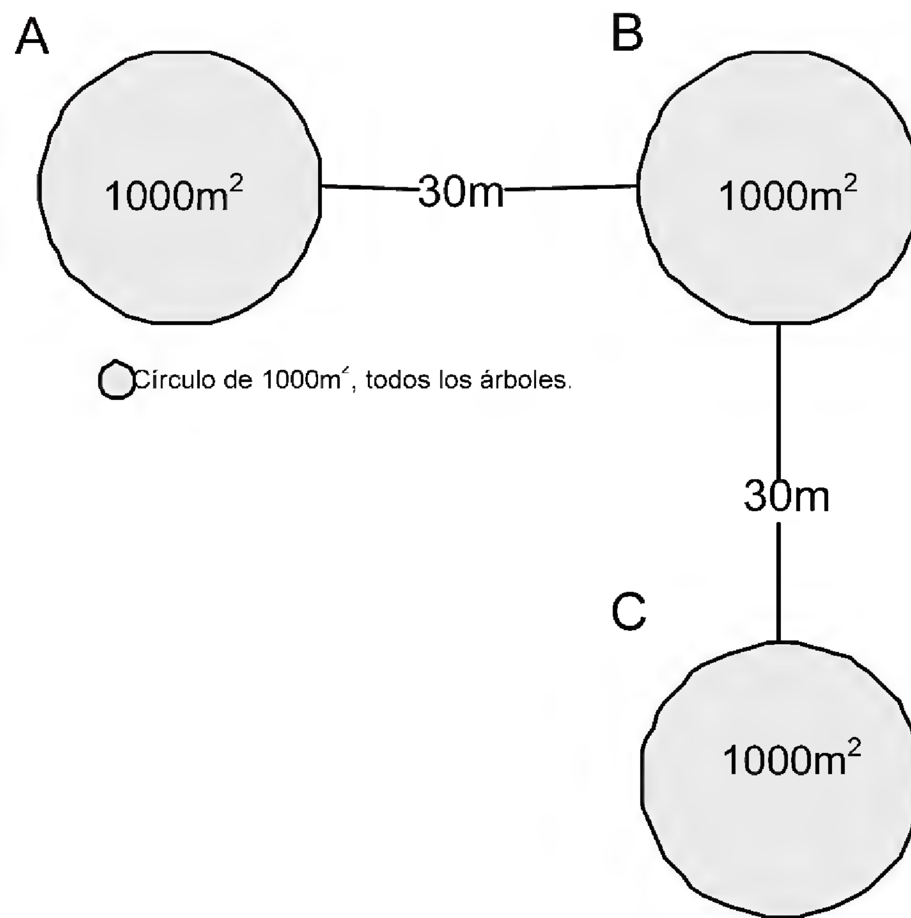



Figura 3. Diseño anidado.

En la estimación de la biomasa aérea para ambas especies se utilizó la siguiente ecuación (Brown y Lugo, 1994):

BA: volumen x densidad de la madera

donde:

Volumen: Área basal x altura
(Grijpma, 2001)

Área basal: $\pi /4 (DN^2)$
(Mostacedo y Fredericksen, 2000)

Para fines de este estudio se tomó el dato de densidad de la madera (t/m$^3$) promedio de las monografías expedidas por el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (Musálem y Ramírez, 2003; Musálem y Solís, 2000).

Todos los valores de biomasa se pasaron a carbono mediante un factor de 0,5 MgDM / MGC (IPCC, 1995).

## RESULTADOS

### Mapa de vegetación

Las superficies cubiertas por cada una de las clases de cobertura vegetal y uso de suelo se muestran en el tabla 3.

El mapa de las diferentes clases de cobertura vegetal y uso de suelo (CVUS) se muestra en la figura 4. Para validar cada una de las diferentes CVUS se tomaron 266 puntos de verificación bis a bis (usando tres sistemas de posicionamiento global).

Figura 4. Mapa de vegetación y uso de suelo de la cuenca del río Magdalena.

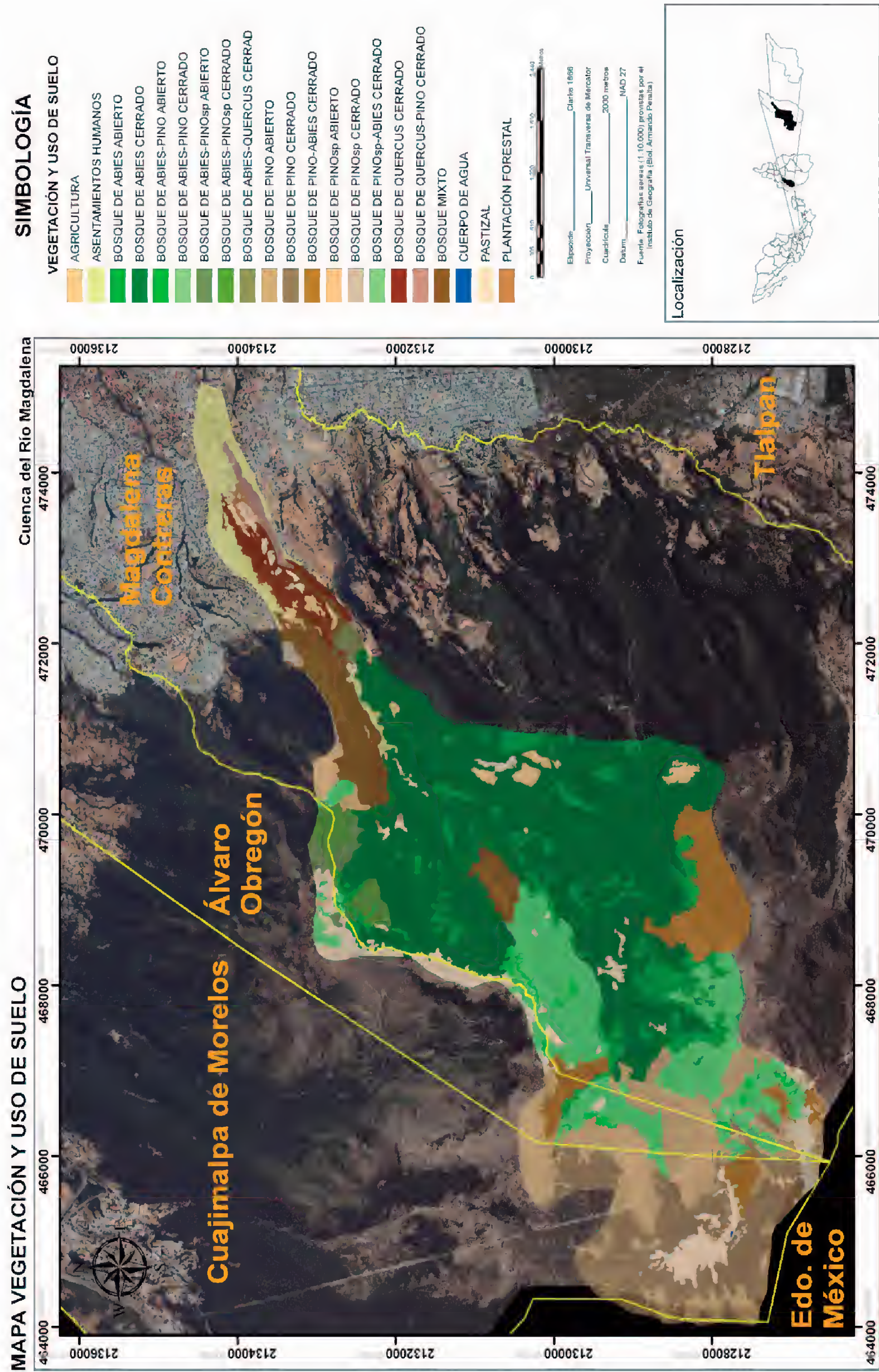


Tabla 3. Superficie que ocupan las diferentes clases de cobertura vegetal y uso de suelo en la CRM.

| *Clases* | *Área (ha)* | % |
|---|---|---|
| Agricultura | 31,98 | 1,07 |
| Asentamientos humanos | 99,60 | 3,34 |
| Bosque de *Abies religiosa* abierto | 183,08 | 6,14 |
| Bosque de *Abies religiosa* cerrado | 1012,09 | 33,95 |
| Bosque de *Abies religiosa-Pinus hartwegii* abierto | 19,69 | 0,66 |
| Bosque de *Abies religiosa -Pinus hartwegii* cerrado | 386,21 | 12,95 |
| Bosque de *Abies religiosa-Pinus* sp. abierto | 16,49 | 0,55 |
| Bosque de *Abies religiosa-Quercus* sp. cerrado | 11,38 | 0,38 |
| Bosque de *Quercus* sp. cerrado | 59,73 | 2,00 |
| Bosque de *Quercus* sp.-*Pinus sp.* cerrado | 17,27 | 0,58 |
| Bosque de *Pinus hartwegii* abierto | 322,14 | 10,80 |
| Bosque de *Pinus hartwegii* cerrado | 288,56 | 9,68 |
| Bosque de *Pinus hartwegii-Abies religiosa* cerrado | 192,19 | 6,45 |
| Bosque de *Pinus sp.* abierto | 20,57 | 0,69 |
| Bosque de *Pinus* sp. cerrado | 6,47 | 0,22 |
| Bosque de *Pinus sp.-Abies religiosa* cerrado | 12,21 | 0,41 |
| Bosque mixto | 143,24 | 4,80 |
| Cuerpos de agua | 0,17 | 0,01 |
| Pastizal | 164,15 | 5,51 |
| Plantación forestal | 6,51 | 0,22 |
| Total | 2981,53 | 100 |

**Estructura diamétrica del bosque**

Se definieron 11 clases diamétricas para cada uno de los seis tipos de coberturas vegetales muestreadas, a fin de describir la estructura horizontal de los bosques de la cuenca del río Magdalena

Para describir la estructura del bosque, fueron medidos los diámetros de 13,863 árboles y las alturas de 300 de ellos, de los cuales, 61% fueron *Pinus* sp., 28% *Abies religiosa*, 7% hojosas, 3% *Cupresus* sp. y 1% *Quercus* sp. (Fig. 5).

En la figura 5 se observa que la clase diamétrica con más individuos es < 5 cm (50%), teniendo una mayor abundancia de renuevos de *Pinus* sp. (72%), seguido de *Abies religiosa* (22%) y en menor medida las hojosas (3%), *Cupressus* sp. (2%) y *Quercus* sp. (1%). La clase diamétrica con menor número de individuos es 42,6 cm -47,5 cm (1,8%) y está compuesta principalmente por *Abies religiosa* (71%) y *Pinus sp.* (23%) y en menor medida por *Cupressus sp.* (4,5%), hojosas (0,5%) y *Quercus* sp. (0,5%).

Treinta y cinco por ciento de los individuos se encuentra en las clases diamétricas de 5 cm a 22,5 cm (Fig. 5), donde se presenta una mayor abundancia de *Pinus* sp. (60%), seguida de la especie *Abies religiosa* (21%), hojosas (14%) y en menor medida *Cupressus* sp. (4%) y *Quercus sp.* (1%).

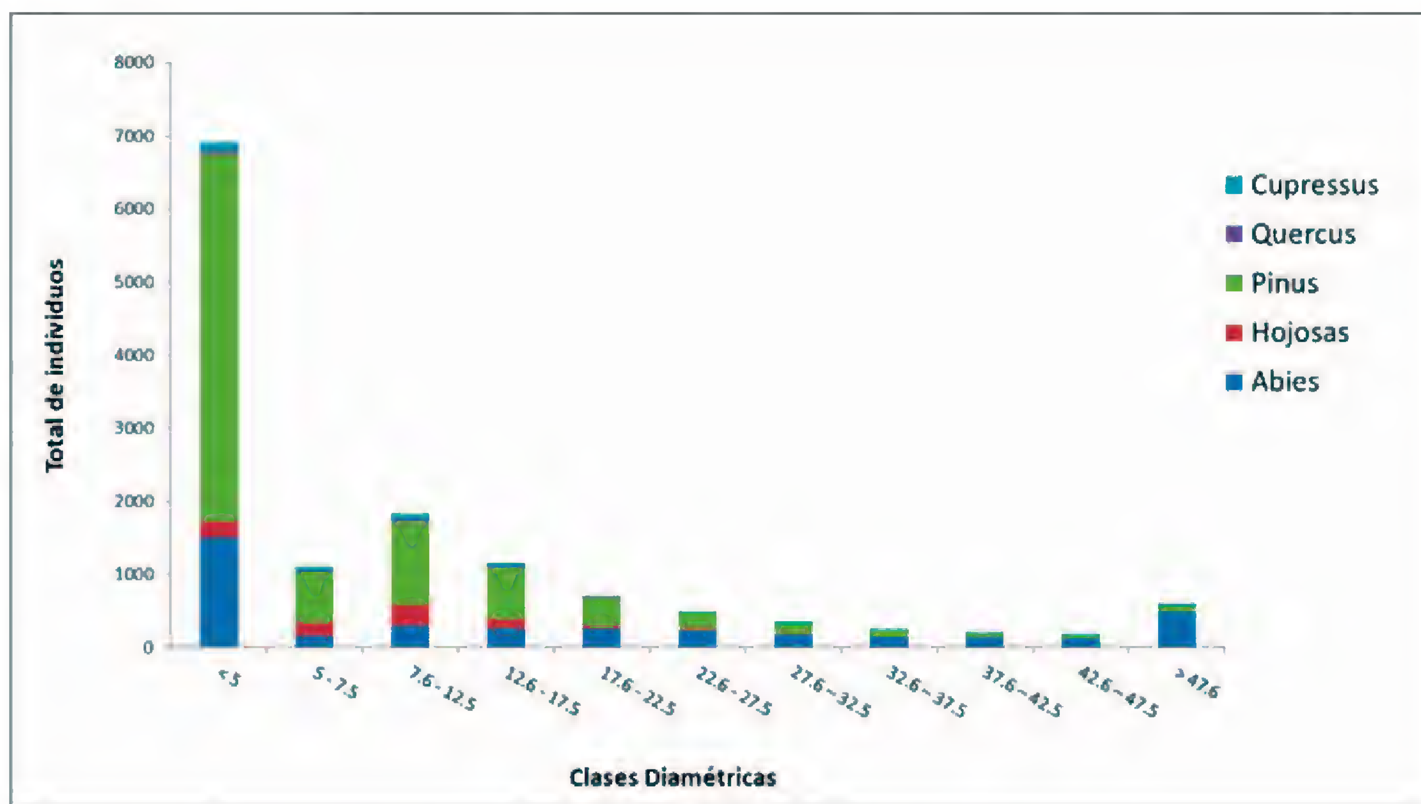



Figura 5. Número de individuos totales, por clase diamétrica, de los bosques de la cuenca del río Magdalena, derivado de 52 sitios de muestreo.

Las clases diamétricas restantes agrupan a 15% de los individuos. *Abies religiosa* es la de mayor abundancia con 63%, seguida de *Pinus* sp. (30%), *Cupressus* sp. (4%), hojosas (2,5%) y *Quercus* sp. (0,5%).

**Contenido de carbono**

Se determinó el carbono almacenado en cada una de las coberturas vegetales muestreadas (Tabla 4).

Tabla 4. Contenido de carbono por cobertura vegetal.

| *Cobertura vegetal* | *Superficie (ha)* | *n* | *Media y EE (tC/ha)* | *Intervalo (tC/ha)* |
|---|---|---|---|---|
| Bosque de *Abies religiosa* abierto | 183,08 | 4 | 95,49 ± 24,51 | 40,71 – 155,82 |
| Bosque de *Abies religiosa* cerrado | 1012,09 | 22 | 162,91 ± 16,69 | 72,37 – 362,20 |
| Bosque de *Abies – Pinus* sp. cerrado | 341,7 | 7 | 106,92 ± 25 | 40,30 – 205,39 |
| Bosque de *Pinus hartwegii* abierto | 322,14 | 5 | 21,21 ± 5,62 | 6,25 – 32,29 |
| Bosque de *Pinus hartwegii* cerrado | 288,56 | 10 | 47,37 ± 5,64 | 18,37 – 67,84 |
| Bosque de *Pinus* sp. – *Abies religiosa* cerrado | 179,98 | 4 | 39,39 ± 14,88 | 27,27 – 108,73 |

Superficie = área en hectáreas que ocupa la clase vegetal.
n = número de sitios (cada sitios consta de 3 levantamientos de 0,1 ha).
Media = Contenido de carbono promedio por cobertura vegetal.
EE = Error estándar.
Intervalo = Valores mínimos y máximos de contenido de carbono por cobertura vegetal.

# DISCUSIÓN

## Estructura diamétrica del bosque

Los bosques de la Magdalena Contreras son irregulares en cuanto a la edad (en la clasificación forestal corresponde al término multietáneo y homogéneo; Grijpma, 2001), concentrándose la mayor cantidad de individuos en las etapas de regeneración inicial y avanzada (< 10 cm de DN; Fig. 5).

Se observa que, derivado de las campañas de reforestación, se ha favorecido a diferentes especies del género *Pinus*, cuya distribución natural no corresponde a la vegetación primaria de los bosques de la Magdalena Contreras. Los *Pinus hartwegii* son dominantes en la estructura diamétrica < 5 cm a 22,5 cm de DN, esto indica que se está desarrollando un proceso de sucesión dirigida y de competencia inducida que afecta a los rodales puros, tanto de *Abies religiosa* como a los de *Pinus hartwegii*.

Según Pascual (2003), el *Abies religiosa* es una especie cuyo crecimiento está en función de la sombra, el suelo y la competencia con otros *Abies* sp. y especies del sotobosque. Dicha competencia puede provocar la mortandad de las plántulas de *Abies religiosa*, pues sus raíces son menos capaces que las de las angiospermas (sotobosque) de aprovechar el abastecimiento de agua y nutrimentos en el suelo, en sus etapas iniciales.

Las hojosas representan 7% del total de la población de las plantas registradas, con dominancia de arbustos en el sotobosque, que parecen ser exógenos y que compiten con las plántulas del estrato arbóreo y que según Nieto (*op. cit.*), también pueden favorecer el crecimiento de las plántulas de *Abies religiosa*, al generar un microclima, además, como son estacionales, les provee nutrientes para su crecimiento. Las plantaciones de *Cupressus* sp. ocupan 3% del total de la población inmersa en las clases que fueron muestreadas y los *Quercus* sp. apenas registran 1%. También se observa la presencia de ruderales que indican perturbación (*Acaena elongata*).

De acuerdo con los datos registrados, se cree que en un futuro los bosques de la cuenca del río Magdalena cambiarán su dominancia de *Abies religiosa* a *Pinus* sp. Posiblemente las condiciones del cambio de clima favorezcan esta transición, ya que de haber un incremento en la temperatura, el género *Pinus* tendrá mayores probabilidades de sobrevivir, ya que presenta mejor adaptación al ambiente.

## Contenido de carbono

La diferencia de valores de contenido de carbono almacenado, por tipo de cobertura vegetal, presenta variaciones derivadas de:

La edad del arbolado, es decir, los bosques son multietáneos. El crecimiento diferencial derivado de la calidad de sitio refleja diferentes densidades de biomasa arbórea y por ende almacenes de carbono e incrementos disímiles en la misma cobertura vegetal.

El estado de conservación de la masa forestal, la densidad del arbolado y las condiciones actuales de la estructura y composición de cada cobertura vegetal.

La infraestructura de los caminos y las pendientes (accesibilidad).

Otros procesos que afectan a la cuenca y por tanto al contenido de carbono almacenado son:

*Contaminación atmosférica*. La ubicación espacial de la cuenca del Río Magdalena es el suroeste de la cuenca de México, dirección a la cual viajan los vientos dominantes, arrastrando la contaminación generada en la ciudad, dando como consecuencia: clorosis, exposición a concentraciones de ozono, afectación de la fitomasa, alteración entre los ciclos reproductivos de diferentes especies, lluvia ácida, retirada de polinizadores y dispersadores, entre otros problemas; esta contaminación también genera condiciones microclimáticas que favorecen el desarrollo y distribución vertical de plagas forestales.

*Plagas*. La veda forestal en el suelo de conservación del D.F., impide la remoción de individuos que ya están enfermos o que son susceptibles de ser invadidos por organismos patógenos, propiciando el desarrollo de plagas, dando lugar a una disminución en la captura potencial de carbono, la purificación del aire, la generación de oxígeno y un incremento en la distribución de plagas (e.g.: muérdago y descortezador).

*Incendios naturales e inducidos*. De 1995 a 2004 se han registrado 157 incendios (Flores, 2006) asociados a las sequías y a las actividades humanas; en 1998 se registró uno de los incendios más severos, afectando la copa de los bosques de *Abies religiosa*, principalmente. Debido a la falta de comunicación de autoridades y de la comunidad Magdalena Atlitic, no se han abierto los canales para darle un saneamiento adecuado a las zonas afectadas; esto también merma de forma directa el potencial de captura de carbono y sus almacenes, así como los continuos de bosque que permiten el desplazamiento de las especies.

**Comparación con otros estudios de caso del área de la cuenca del río Magdalena**

Con el fin de conocer los resultados de los estudios relacionados con la estimación del contenido de carbono en el área de la Magdalena Contreras, se realizó un cuadro comparativo (Tabla 5), analizando la superficie de la unidad de muestreo, la superficie total muestreada y el carbono estimado:

Se registraron tres estudios en el caso de *Abies religiosa*, en los que los autores indican valores que van de las 58 tC/ha a las 207 tC/ha. Este estudio presenta resultados basados en la densidad del arbolado con valores que van de 95 tC/ha a 162 tC/ha, lo que permite apreciar diferencias significativas respecto a las sobreestimaciones y subestimaciones en los almacenes de carbono en esta cobertura vegetal, aunado a la intensidad y tipo de muestreo.

Para el bosque de *Pinus hartwegii*, se comparan los resultados con dos estudios de caso, encontrando valores de carbono almacenado que van de 44 tC/ha a 57,6 tC/ha, en ambos casos no se clasifica esta cobertura vegetal tomando como base la densidad del arbolado y la superficie que ocupa (CORENA, 2001 y Espinoza, 2005).

Este estudio, separa esta clase con base en la densidad del arbolado, observando una diferencia de casi el doble del carbono almacenado entre ambas; es por ello que se sugiere que las interpolaciones y extrapolaciones del carbono almacenado por clase de cobertura vegetal y uso de suelo, se deben hacer con conocimiento de causa.

Tabla 5. Comparación de los estudios de estimación de contenido de carbono en el suelo de conservación del sur del Distrito Federal y en la cuenca del río Magdalena.

| *Cobertura vegetal* | *Unidad de muestreo (ha)* | *Superficie (ha)* | *Carbono (tC/ha)* | *Fuente* |
|---|---|---|---|---|
| Bosque de *Abies religiosa* | | | | |
| | 0,1 | 7,4 | 144,07 | CORENA (2001) |
| | 0,06 | 11,64 | 207,98 | Valenzuela (2001) |
| | 0,0625 | 1,75 | 58 | Nava (2006) |
| Densidad cerrada | 0,3 | 6,6 | 162,91 | Este estudio |
| Densidad abierta | 0,3 | 1,2 | 95,49 | Este estudio |
| Bosque de *Pinus hartwegii* | | | | |
| | 0,1 | 7,4 | 57,61 | CORENA (2001) |
| | 0,0625 | 1,44 | 44 | Espinoza (2005) |
| Densidad cerrada | 0,3 | 3 | 47,37 | Este estudio |
| Densidad abierta | 0,3 | 1,5 | 21,21 | Este estudio |

## CONCLUSIONES

En la cuenca del río Magdalena, la cobertura vegetal que registró la mayor cantidad de carbono almacenado en la biomasa aérea fue *Abies religiosa,* en su densidad cerrada, lo que hace trascendental el diseño de políticas públicas, sobre todo en zonas cercanas a estos tipos de cobertura, dada su relevancia por los servicios ambientales que estos brindan a la Ciudad de México. Además son necesarias campañas de reforestación adecuadas a las condiciones de composición actuales, ya que de seguir las tendencias de dichos programas en la cuenca, se originará una transición en la composición y estructura, principalmente, en los bosques de *Abies religiosa*, puesto que se registró que la especie más plantada en todas la coberturas vegetales son del genero *Pinus*, posiblemente derivado de la falta de información técnica-científica, o a su producción en los viveros cercanos.

La variación en las densidades de carbono registradas por tipo de cobertura vegetal, obedecen a múltiples factores (e.g.: calidad de sitio, accesibilidad, cercanía a áreas urbanas, presión de los recursos, presencia de actividades no aptas para este tipo de vocación), pero el principal factor de afectación y permanencia son las actividades antrópicas. Es necesario hacer comparaciones con estudios de caso *in situ* y *ex situ*, a fin de enriquecer la posible toma de decisiones sobre el recurso, determinar las técnicas que expliquen mejor el fenómeno, los alcances, las limitaciones y la precisión de los resultados.

El detalle fino del presente estudio permitió disminuir incertidumbres respecto a la distribución de la cobertura vegetal en la cuenca. La escala de análisis del presente estudio permite comparaciones con los mapas temáticos generados por otras instituciones oficiales (e.g.: INEGI, CORENA, Conabio, entre otros), ya que se puede realizar una generalización de las coberturas vegetales para hacerlas compatibles.

## AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por el Proyecto UNAM:20993-1498-5-XI-07; INE: INE/A1-055/2007, "Comportamiento y distribución de la plagas de importancia económica en el sector forestal ante un cambio climático en México; financiamiento en parte por Macroproyecto: Manejo de Ecosistemas y Desarrollo Humano, Universidad Nacional Autónoma de México y fondos propios.

## REFERENCIAS

Brown, S. 2001. Measuring carbon in forest: current status and future challenges. Environmental Pollution 116:363-372.

Brown, S. y A. Lugo. 1994. Rehabilitation of tropical lands: A key to sustaining development. Restoration Ecology 2:97-111.

CNA (Comisión Nacional del Agua).1997. Estudio de saneamiento del río Magdalena, Delegación La Magdalena Contreras, Distrito Federal. Gerencia Regional de Aguas del Valle de México. Subgerencia de Calidad del Agua e Impacto Ambiental. Informe final. México. 217 p.

CORENA (Comisión de Recursos Naturales del Distrito Federal). 2001. Estimación del contenido de carbono en la biomasa en el área del suelo de conservación del Distrito Federal. Octubre. Informe Técnico CORENA. 32 p.

Dixon, R.K., S. Brown, R.A. Houghton, A.M. Solomon, M.C. Trexler y J. Wisniewski. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. Science 263:185-190.

Espinoza, M. 2005. Estimación del contenido y captura de carbono en el bosque de *Pinus hartwegii* de la cuenca alta del río Magdalena, Magdalena Contreras, D.F. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM. México. 72p.

Fernández, E.A., F. Uribe, I. Ramírez, B. Apolinar y A. Vázquez. 2002. Evaluación del avance de la mancha urbana sobre el área natural protegida de la Cañada de los Dínamos. Instituto Nacional Ecología. México. Gaceta Ecológica 62:56-67.

Flores, A. 2006. Frecuencia de incendios forestales, su relación con la precipitación y la riqueza de especies vegetales en la cuenca del río Magdalena, D.F., México. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias. México. 53 p.

Galeana, J., 2008, Estimación del contenido y captura potencial de carbono, su valor económico; en la cuenca del río Magdalena, D.F. México. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Filosofía y Letras. 95 p.

Grijpma P. 2001. Producción Forestal. 2a. ed. Trillas. México. 134 p.

GDF (Gobierno del Distrito Federal). 2000. Programa general del ordenamiento ecológico 2000-2003. Secretaría de Medio Ambiente. Comisión de Recursos Naturales y Desarrollo Rural. Dirección Ejecutiva de Ordenamiento Ecológico. México. 133 p.

Goudie, A., 1990. The Human Impact on the Natural Environmetn. 3a. ed. Basil Blackwell Ltd. Oxford, Reino Unido. 388 p.

Houghton, R.A. 1991. Tropical deforestation and atmospheric carbon dioxide. Climatic Change 19:99-118.

INEGI (Instituto Nacional Estadística, Geografía e Informática). 2005a. Distrito Federal, Cuaderno estadístico delegacional: Álvaro Obregón. Referencias generales. Aspectos geográficos. México. 16 p.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2005b. Distrito Federal, Cuaderno estadístico delegacional: Cuajimalpa de Morelos. Referencias generales. Aspectos geográficos. México. 16 p.

INEGI (Instituto Nacional Estadística, Geografía e Informática). 2005c. Distrito Federal, Cuaderno estadístico delegacional: Magdalena Contreras. Referencias generales. Aspectos geográficos. México. 16 p.

INEGI (Instituto Nacional Estadística, Geografía e Informática). 2005d. Distrito Federal, Cuaderno estadístico delegacional: Tlalpan. Referencias generales. Aspectos geográficos. México. 16 p.

IPCC (Intergovermental Panel on Climate Change). 1995. Climate Change 1995. The Suplementary Report to the IPCC Scientific Assessment. Cambridge University Press, Cambridge.

Johns, A. D.,W.V. Reid, D. Simberloff, V.H. Heywood, S.N. Stuart, K.S. Brown Jr. G.G. Brown y R.J. Johns. 1992. Deforestation and species extintion in Tropical Forest. *In*: Whitmore, T. y J. Sayer (eds.). Tropical deforestation and species extintion. IUCN. Chapman and Hall. Londres, Inglaterra. p:1-14.

Lambin, E.F., 1994. Modelling deforestation processes: a review tropical ecosystem environment observations by satellites, TREES Series B, Research report num. 1. Office of the European Commission, Directorate-General XIII. Luxemburgo. 113 p.

Lund, H. 2006. National forest inventories and global resource assessments. *In*: Forest and Forest Plants, Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS), EOLSS Publishers, Oxford, Reino Unido. p:29-65.

Masera, O., R.D. Martínez, T. Hernández, A. Guzmán y A. Ordóñez. 2000. Inventario nacional de gases de efecto invernadero 1994-1996. Parte 6: Cambio en el uso del suelo y bosques. Laboratorio de Bioenergía del Departamento de Ecología de los Recursos Naturales del Instituto de Ecología de la UNAM, Campus Morelia-INE, Semarnat, México, D.F, 44 p.

Masera, O. 1995. Carbon mitigation scenarios for mexican forests: methodological considerations and results. Interciencia 20(6):388-395.

Vargas-Mena A., A. y A. Yáñez S. 2004. La captura de carbono en bosques: ¿una herramienta para la gestión ambiental? Gaceta Ecológica 70:5-18.

Mostacedo, B y T. Fredericksen. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOR) Santa Cruz, Bolivia. 87 p.

Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. Trends in Ecology and Evolution 10(2):58-62.

Musálem, M.A. y M.A. Solís. 2000. Monografía de *Pinus hartwegii*. INIFAP, Centro de Investigación Regional del Centro. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural. 74 p.

Musálem, M.A. y A. Ramírez. 2003. Monografía de *Pinus ayacahuite* var. *veitchii* Shaw. INIFAP, Centro de Investigación Regional del Centro. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Comisión Nacional Para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 364 p.

Nava, M. 2005. Carbono almacenado como servicio ecosistémico y criterios de restauración en el bosque de *Abies religiosa* de la cuenca del río Magdalena, D.F., México. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias. 70 p.

Ordóñez, J.A.B., B.H.J. de Jong, F. García-Oliva, F.L. Aviña, J.V. Pérez, G. Guerrero, R. Martínez y O. Masera. 2008. Carbon content in vegetation, litter, and soil under 10 different land-use and land-cover classes in the Central Highlands of Michoacan, Mexico. Forest Ecology And Management 255(7):2074-2084.

Ordóñez, J.A.B. 1999. Captura de carbono en un bosque templado: el caso de San Juan Nuevo, Michoacán. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias. p:7-9.

Otegui-Acha, M. 2007. Developing and testing a methodology and tools for the inventorying of sacred natural sites of indigenous and tradicional people in Mexico. ALCOA, UICN, Pronatura México A.C., Fundación Rigoberta Menchu Tum. 109 p.

IPCC (Panel Intergubernamental de expertos sobre el cambio climático). 2007. Cambio Climático 2007. Informe de síntesis. Resumen para responsables de políticas. Una evaluación del grupo intergubernamental de expertos sobre el cambio climático. 114 p.

Pascual, C.N., M.A. Musálem y J. C. Boyás. 2003. Efecto de la vegetación asociada al sotobosque sobre el crecimiento y desarrollo inicial de *Abies religiosa* (HBK) Schltdl. et Cham. Ciencia Forestal 94(28):7-22.

Rojas-García, F. 2004. Contenido y captura potencial de carbono en el bosque de *Pinus hartwegii* del Parque Nacional la Malinche: Tlaxcala-Puebla. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias. 68 p.

Sathaye, J.A., W.R. Makundi, K. Andrasko, R. Boer, N.H. Ravindranath, P. Sudha, S. Rao, R. Lasco, F. Pulhin, O. Masera, A. Cerón, J.A.B. Ordóñez, X. Deying, X. Zhang y S. Zuomin. 2001. Carbon mitigation potential and costs of forestry options in Brazil, China, India, Indonesia, México, Philippines and Tanzania. Mitigation and adaptation Strategies for Global Change 6:185-211.

Schneider, S.H. 1989. The greenhouse effect: science and policy. Science. 243(10):271-281.

Soulé, M. y G. Orians. 2001. Conservation biology: research priorities for the next decade. Island Press. EUA. 127 p.

SFFS. (Subsecretaría Forestal y de Fauna Silvestre). 1994. Inventario Nacional Forestal Periódico 1992-1994. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH). México. 81 p.

Valenzuela, H.T. 2001. Estimación de secuestro de carbono en bosques naturales de oyamel en el sur del Distrito Federal. Tesis Profesional. Chapingo, Edo. de México. p:9-60.

Manuscrito recibido el 21 de marzo de 2010.
Aceptado el 23 de enero de 2013.

Este documento se debe citar como:
Galeana-Pizaña, J.M., N. Corona-Romero y J.A.B. Ordóñez-Díaz. 2013. Estimación de contenido de carbono en la cuenca del río Magdalena, México. *Madera y Bosques* 19(1):53-69.

ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN

# Tarifas de biomasa aérea para abedul (*Betula pubescens* Ehrh.) y roble (*Quercus robur* L.) en el noroeste de España

## Above-ground biomass equations for birch (*Betula pubescens* Ehrh.) and pedunculate oak (*Quercus robur* L.) in north western Spain

Esteban Gómez-García[1]*, Felipe Crecente-Campo[1] y Ulises Diéguez-Aranda[1]

## RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue el desarrollo de modelos de estimación de biomasa aérea para abedul (*Betula pubescens* Ehrh.) y roble (*Quercus robur* L.) en Galicia (noroeste de España). Para ello se emplearon datos obtenidos mediante el muestreo destructivo de 50 abedules y 50 robles, en los que se obtuvo el peso seco de biomasa total y por fracciones: madera del fuste, corteza del fuste, ramas mayores de 2 cm, ramas de 0,5 cm a 2 cm, ramas menores de 0,5 cm, y hojas. En un primer paso se seleccionaron los modelos que presentaban el mejor ajuste para cada fracción de biomasa arbórea considerada. Posteriormente, y para asegurar la aditividad, se realizó un ajuste simultáneo de las ecuaciones de estimación de biomasa por fracciones junto con la de biomasa total, empleando el procedimiento estadístico denominado NSUR (*Nonlinear Seemingly Unrelated Regressions*). También fue necesario un ajuste ponderado para corregir la existencia de heterocedasticidad. El número de condición verificó que no existían problemas graves de multicolinealidad. Al final se obtuvo, para cada especie, un sistema de siete ecuaciones de estimación de biomasa aérea para las distintas fracciones y para la biomasa total. Estas ecuaciones explicaron como mínimo 79% de la variabilidad observada, y en el caso de las ecuaciones de biomasa total 98% para abedul y 97% para roble. Se recomienda la utilización de las ecuaciones desarrolladas en este estudio en sustitución de las ecuaciones de biomasa existentes para la región.

PALABRAS CLAVE:
Aditividad, ajuste simultáneo, Galicia, heterocedasticidad, multicolinealidad.

## ABSTRACT

The aim of this study was to develop models for above-ground biomass estimation for birch (*Betula pubescens* Ehrh.) and pedunculate oak (*Quercus robur* L.) in Galicia (northwest of Spain). Data from a destructive sampling of 50 birch trees and 50 pedunculate oak trees, that provided total dry biomass weight and dry biomass weight by components: wood, bark, branches over 2 cm, branches between 0,5 cm and 2 cm, branches under 2 cm, and leaves, was used. Different models were fitted for each above-ground component and the best of them was chosen in a first step. All the models were refitted simultaneously by use of Nonlinear Seemingly Unrelated Regressions (NSUR) to ensure the additivity of the biomass equations. Weighted regression was necessary to correct the heterocedasticity of residuals. Not serious problems with multicollineality were observed. Finally, a system of seven equations for the different above-ground biomass components, and for the total biomass, was obtained for

1 Departamento de Ingeniería Agroforestal, Universidad de Santiago de Compostela. Escuela Politécnica Superior, R/ Benigno Ledo, Campus universitario, 27002, Lugo, España.
* Autor para correspondencia: esteban.gomez@usc.es

each species. These equations explained at least 79% of the observed variability. For total biomass the equations explained 98% and 97% of the observed variability for birch and oak, respectively. The developed biomass equations are recommended in substitution of the existing regional biomass equations.

KEYWORDS:
Addivity, simultaneous fitting, Galicia, heterocedasticity, multicollineality.

## INTRODUCCIÓN

La estimación de la biomasa forestal, así como la acumulación de carbono en la misma, ha ganado importancia en los últimos años como resultado del Protocolo de Kyoto (UNFCCC, 1997), que reconoce que los ecosistemas forestales pueden contribuir a la mitigación del efecto invernadero inducido por las actividades humanas de extracción y emisión de carbono (entre otros elementos) a la atmósfera. Por otra parte, la necesidad de reducir la dependencia de los combustibles fósiles ha traído como consecuencia la consideración de los residuos de las operaciones forestales como una fuente renovable de energía. Las mediciones necesarias para cuantificar la biomasa de un árbol o de un rodal con exactitud son lentas y costosas, por lo que se deben desarrollar ecuaciones que proporcionen estimaciones fiables de la biomasa y que sean aplicables en la gestión forestal práctica. Estas ecuaciones relacionan la biomasa total o por fracciones con variables fáciles de medir en campo.

Los primeros estudios sobre cuantificación de biomasa arbórea surgieron para estimar la producción en peso seco de diferentes especies, destacando entre ellos los relacionados con *Larix decidua* Mill. y *Picea abies* (L.) Karst. en Suiza (Burger, 1945; Burger, 1953). En las últimas décadas han aumentado los estudios sobre la estimación de biomasa forestal, alcanzando cada vez mayor relevancia y abarcando un gran número de especies y estructuras de masa diferentes (p. ej., Pardé, 1980; Cunia, 1986; Zeide, 1987; Waring y Running, 1998; Johansson, 2000; Merino *et al.*, 2003; Cienciala *et al.*, 2005).

A escala europea, Zianis *et al.* (2005) llevaron a cabo una revisión de las ecuaciones de biomasa desarrolladas para especies forestales de los géneros *Abies*, *Acer*, *Alnus*, *Arbutus*, *Betula*, *Eucalyptus*, *Fagus*, *Fraxinus*, *Larix*, *Picea*, *Pinus*, *Populus*, *Pseudotsuga*, *Quercus* y *Tilia*. Estos autores encontraron 607 ecuaciones de biomasa, una minoría de ellas para el sur del continente. Montero *et al.* (2005) desarrollaron tarifas de biomasa de árbol individual para algunas de las principales especies forestales españolas (géneros *Abies*, *Alnus*, *Betula*, *Castanea*, *Erica*, *Ceratonia*, *Eucalyptus*, *Fagus*, *Fraxinus*, *Ilex*, *Juniperus*, *Laurus*, *Myrica*, *Olea*, *Pinus*, *Populus* y *Quercus*), empleando modelos alométricos y el diámetro normal como variable independiente. En Galicia (nororeste de España, Fig. 1), Diéguez-Aranda *et al.* (2009) realizaron una revisión de las ecuaciones de biomasa desarrolladas para la región. Esta revisión incluía tarifas de biomasa de árbol individual para abedul (*Betula pubescens* Ehrh.) y roble (*Quercus robur* L.), desarrolladas por Balboa-Murias *et al.* (2005, 2006, respectivamente); y también para *Eucalyptus globulus* Labill., *E. nitens* H. Deane & Maiden, *Pinus radiata* D. Don y *P. pinaster* Ait. En el caso del abedul usaron únicamente el diámetro normal como variable independiente, mientras que para roble se usó el diámetro normal y la altura total como variables independientes. El principal problema de las tarifas de biomasa existentes para abedul y roble en Galicia radica en que se ajustaron empleando un reducido número de datos, recogidos únicamente en la provincia de Lugo y en zonas bastante próximas entre si, por lo que su representatividad a nivel

gallego es limitada. Además, el muestreo de biomasa fue realizado en invierno, por lo que los árboles muestreados no disponían de hojas, y esta fracción la ajustaron con valores estimados.

## OBJETIVOS

El objetivo de este estudio es el desarrollo de nuevas tarifas de biomasa de árbol individual para abedul y roble en Galicia, para lo que se dispuso de una base de datos más completa, que reflejaba mejor la realidad gallega y que contaba con observaciones en la fracción hojas para ambas especies.

## METODOLOGÍA

### Datos

Para la elaboración de ecuaciones de estimación de biomasa aérea se muestrearon destructivamente un total de 50 abedules y 50 robles, procedentes tanto de regeneración natural como de plantación, repartidos en 11 y 9 localizaciones diferentes, respectivamente, en las provincias de Lugo, Ourense y Pontevedra (Fig. 1). En el invierno de 2002-2003 se cortaron 16 abedules en 2 localizaciones y 31 robles en 4 localizaciones, estos datos son los que emplearon Balboa-Murias *et al.* (2005, 2006) en el desarrollo de sus tarifas de biomasa. En el verano de 2009 se cortaron 34 abedules en 9 localizaciones y 19 robles en 5 localizaciones, con la intención de completar la muestra existente y llegar a los 50 árboles muestreados para cada especie. Se cortaron árboles de diferentes clases sociológicas (dominante, codominante, intermedio y sumergido) que no presentasen malformaciones en el tronco y la copa y sin desarrollos anómalos o desequilibrios motivados por su proximidad a claros o bordes de masa o caminos.



Figura 1. Localización geográfica de Galicia y lugares donde se realizaron los muestreos de biomasa para abedul (cuadrados) y roble (círculos). También se representan los bosques de la región donde dominan estas especies.

Antes de cortar cada árbol se midió su diámetro normal (a 1,3 m sobre el suelo) en dos direcciones (una siguiendo curvas de nivel y otra en dirección perpendicular a ésta) mediante forcípula (modelo Mantax Blue de 800 mm, Haglöf, Suecia; resolución de 0,1 cm), y su altura total mediante hipsómetro (modelo Vertex IV, Haglöf, Suecia; resolución de 0,1 m). Tras cortar cada árbol se midieron la altura del tocón por la parte ladera arriba del árbol (siendo éste siempre inferior a 10 cm) y la longitud del tronco, ambas con cinta métrica. Posteriormente, se dividió la biomasa arbórea aérea en las siguientes fracciones: fuste (hasta 7 cm en punta delgada), ramas mayores de 7 cm (diámetro mínimo en punta delgada de 7 cm), ramas gruesas (diámetro máximo en punta gruesa de 7 cm y mínimo en punta delgada de 2 cm) y ramas menores de 2 cm (incluyendo hojas). Estas fracciones se pesaron en campo con una báscula GRAM modelo K3-300L (plataforma de 600 mm x 600 mm, 300 kg de capacidad y 50 g de resolución).

A continuación se recogieron muestras de cada fracción para llevar a laboratorio. En el fuste se cortaron tres discos transversales de 4 cm de grosor (el fuste se consideró dividido en tres trozas de igual longitud y se seleccionó una rodaja en el centro de cada una de ellas). Se recogió una muestra aleatoria de ramas mayores de 7 cm y una muestra aleatoria de ramas gruesas (aproximadamente 1,5 kg en cada una de estas fracciones). En las ramas menores de 2 cm se tomó al azar una muestra de 6 kg (2 kg en la parte baja de la copa, 2 kg en la parte media y 2 kg en la parte alta). Para evitar en lo posible la pérdida de humedad, estas muestras fueron transportadas en sacos de plástico cerrados.

Las muestras se procesaron en laboratorio el mismo día de la corta de cada pie. La muestra de ramas menores de 2 cm se dividió en ramas finas (diámetro máximo en punta gruesa de 2 cm y mínimo en punta delgada de 0,5 cm), ramillos (diámetro máximo en punta gruesa de 0,5 cm) y hojas (si las hubiese). Las rodajas del fuste se dividieron en madera y corteza. La proporción, en peso verde, de estas nuevas fracciones se aplicó al árbol completo, por lo que se consideraron siete fracciones: madera (del fuste), corteza (del fuste), ramas mayores de 7 cm, ramas gruesas (2 cm - 7 cm), ramas finas (0,5 cm - 2 cm), ramillos (< 0,5 cm) y hojas.

El contenido en humedad de las siete fracciones consideradas se determinó en laboratorio a partir de las muestras recogidas en campo. Se empleó la totalidad de la cantidad disponible en cada fracción, salvo en las ramas finas, ramillos y hojas, considerando suficiente secar aproximadamente 1,5 kg, 1,0 kg y 0,5 kg respectivamente. Las muestras fueron pesadas en verde con balanza de precisión GRAM modelo SBZ-1500 (1500 g de capacidad y 0,01 g de resolución). Posteriormente se secaron en una estufa LABOLAN-INDELAB modelo ECOLAN IDL.FI720 (720 l de capacidad y dimensiones interiores de 120 cm x 100 cm x 60 cm) a 65 ºC hasta peso constante (cuando dos mediciones realizadas con una separación de 12 horas difieren menos de 0,5% en peso). El contenido en humedad se calculó en función de los pesos verde y seco. A partir del contenido en humedad se obtuvo el peso seco total de cada fracción, que fue el utilizado para la elaboración de las ecuaciones de biomasa.

El muestreo de biomasa del año 2002-2003 fue realizado en invierno, por lo que los árboles muestreados no disponían de hojas. Por tal motivo, el ajuste de la ecuación de estimación de biomasa para esta fracción se realizó únicamente a partir de los datos de los 34 abedules y de los 19 robles muestreados en el verano de 2009. Con respecto a las fracciones de ramas finas y ramillos de abedul, los datos correspondientes al primer muestreo mos-

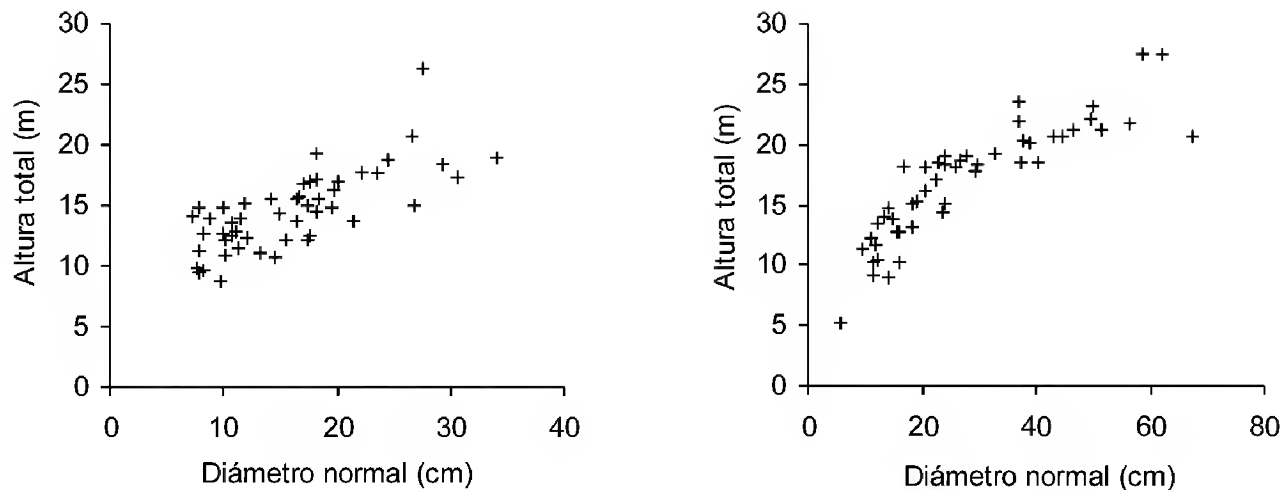



Figura 2: Distribución altura-diámetro de los árboles de *B. pubescens* (izquierda) y *Q. robur* (derecha) empleados en los ajustes.

traron una tendencia anómala, siendo imposible investigar la causa, aunque podría ser motivado por deficiencias en el proceso de secado; por este motivo, el ajuste de las ecuaciones de estimación de biomasa de estas dos fracciones se realizó a partir de los datos de los 34 abedules muestreados en 2009. En la figura 2 se representa, para cada especie, la distribución altura-diámetro de los árboles empleados en los ajustes. En la tabla 1 se muestran, para cada especie, los estadísticos descriptivos de las variables diámetro normal, altura total y peso seco de biomasa aérea total y por fracciones.

## Ajuste de las ecuaciones de biomasa

La metodología empleada en el ajuste de las ecuaciones de biomasa fue similar a la que utilizaron Balboa-Murias *et al.* (2006) para *Q. robur* en Galicia. Una vez determinada la biomasa seca de las diferentes fracciones de los árboles muestreados, se desarrollaron ecuaciones que relacionen dichos pesos con una o más variables independientes. Estas variables independientes deben ser: (i) poco numerosas y fáciles de medir para que el modelo tenga una amplia gama de aplicaciones y su empleo sea sencillo, (ii) variables fuertemente correlacionadas con la biomasa, y (iii) variables poco correlacionadas entre sí para evitar problemas de multicolinealidad.

El diámetro normal es la variable más utilizada en las ecuaciones de estimación de biomasa arbórea ($w = f(d)$), aunque añadiendo la altura del árbol como segunda variable explicativa ($w = f(d, h)$) suelen mejorar significativamente los ajustes (Wang, 2006). Como variables independientes adicionales al diámetro y a la altura se pueden emplear otras variables de árbol, como la longitud de la copa viva (diferencia entre la altura total y la altura a la que se localiza la primera rama viva) o el diámetro en la base de la copa, que han resultado especialmente útiles para mejorar las estimaciones de biomasa de las fracciones de copa (p. ej., Clark, 1982; Satoo y Madgwick, 1982). También se pueden emplear variables de rodal como la edad, el área basimétrica, la altura dominante o la altura media (p. ej., Satoo y Madgwick, 1982; Bond-Lamberty *et al.*, 2002; Porté *et al.*, 2002). Estas opciones presentan como inconveniente que para emplear las ecuaciones de biomasa es necesario un mayor esfuerzo de inventario y, además, las ecuaciones desarrolladas presentan un intervalo de aplicación más reducido.

Tabla 1. Estadísticos descriptivos de los datos de *B. pubescens* y *Q. robur* empleados en los ajustes.

| *Especie* | *Variable* | *Núm. observaciones* | *Mínimo* | *Máximo* | *Media* | *Desv. estándar* |
|---|---|---|---|---|---|---|
| *B. pubescens* | Diámetro normal (cm) | 50 | 7,3 | 34,0 | 16,0 | 6,7 |
| | Altura total (m) | 50 | 8,7 | 26,2 | 14,6 | 3,2 |
| | Peso seco madera fuste (kg) | 50 | 5,2 | 363,9 | 80,7 | 86,2 |
| | Peso seco corteza fuste (kg) | 50 | 0,8 | 64,9 | 13,6 | 15,3 |
| | Peso seco ramas > 7 cm (kg) | 50 | 0,0 | 49,4 | 4,6 | 9,7 |
| | Peso seco ramas 2 cm - 7 cm (kg) | 50 | 0,5 | 71,9 | 20,1 | 17,5 |
| | Peso seco ramas 0,5 cm - 2 cm (kg) | 34 | 1,2 | 41,2 | 9,1 | 8,4 |
| | Peso seco ramas < 0,5 cm (kg) | 34 | 0,7 | 16,1 | 4,1 | 3,3 |
| | Peso seco hojas (kg) | 34 | 0,1 | 14,8 | 3,1 | 3,0 |
| | Peso seco total (kg) | 34 | 13,8 | 410,2 | 88,4 | 79,7 |
| *Q. robur* | Diámetro normal (cm) | 50 | 5,9 | 67,5 | 27,8 | 15,4 |
| | Altura total (m) | 50 | 5,3 | 27,6 | 16,9 | 4,7 |
| | Peso seco madera fuste (kg) | 50 | 1,1 | 2297,5 | 407,3 | 524,1 |
| | Peso seco corteza fuste (kg) | 50 | 0,3 | 412,6 | 57,5 | 78,7 |
| | Peso seco ramas > 7 cm (kg) | 50 | 0,0 | 909,4 | 107,0 | 207,2 |
| | Peso seco ramas 2 cm - 7 cm (kg) | 50 | 4,9 | 331,0 | 72,6 | 87,6 |
| | Peso seco ramas 0,5 cm - 2 cm (kg) | 50 | 0,8 | 69,4 | 17,0 | 17,2 |
| | Peso seco ramas < 0,5 cm (kg) | 50 | 0,3 | 22,9 | 5,9 | 5,2 |
| | Peso seco hojas (kg) | 19 | 0,4 | 20,0 | 4,3 | 5,2 |
| | Peso seco total (kg) | 19 | 7,9 | 1082,3 | 183,5 | 235,8 |

La selección del modelo a emplear para la estimación de la biomasa de cada fracción ha de buscar un equilibrio entre la precisión, la sencillez y la aplicación práctica (Wang, 2006). Aunque existe una gran variedad de modelos válidos para estimar la biomasa, todos ellos derivan de alguna de las tres formas matemáticas siguientes (Pardé, 1980; Snowdon, 1985; Parresol, 1999):

Lineal (error aditivo):

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \ldots + \beta_j X_j + \varepsilon \qquad (1)$$

No lineal (error aditivo):

$$Y = \beta_0 X_1^{\beta_1} X_2^{\beta_2} \ldots X_j^{\beta_j} + \varepsilon \qquad (2)$$

No lineal (error multiplicativo):

$$Y = \beta_0 X_1^{\beta_1} X_2^{\beta_2} \ldots X_j^{\beta_j} \varepsilon \qquad (3)$$

donde:

$Y$: biomasa total o de una fracción determinada
$X_j$: variables explicativas
$\beta_j$: parámetros del modelo
$\varepsilon$: término del error

El modelo (1) se ajusta por regresión lineal, el modelo (2) requiere emplear una técnica iterativa de regresión no lineal y el modelo (3) se ajusta por regresión lineal realizando una transformación logarítmica de ambos términos de la igualdad.

En este trabajo, en un primer paso, se seleccionó para cada especie y para cada fracción de biomasa el modelo que presentaba una mejor capacidad de ajuste. Los modelos evaluados emplean como variables independientes únicamente variables de árbol individual (diámetro normal y, en ocasiones, altura total). Se ajustaron modelos lineales y alométricos (modelos (1) y (2)). Los modelos lineales se ajustaron por mínimos cuadrados empleando el procedimiento REG del programa SAS/STAT® (SAS Institute Inc., 2009) y los modelos no lineales se ajustaron por mínimos cuadrados empleando el procedimiento NLIN del mismo programa, usando el método iterativo de Gauss-Newton. En un segundo paso las ecuaciones de estimación de biomasa por fracciones y de biomasa total se ajustaron simultáneamente para garantizar la aditividad.

Inicialmente se ajustaron modelos para cada fracción muestreada, obteniéndose resultados pocos satisfactorios para la fracción de ramas mayores de 7 cm en cualquiera de las dos especies, presentando además el ajuste simultáneo problemas de convergencia. Por ello, y teniendo en cuenta que no todos los pies disponían de datos de esta fracción, las ramas mayores de 7 cm se integraron en la fracción de ramas gruesas. Así las ramas gruesas pasaron a ser ramas con un diámetro mayor de 2 cm.

**Heterocedasticidad y multicolinealidad**

Es frecuente que en el desarrollo de tarifas de biomasa las estimaciones presenten problemas de heterocedasticidad, es decir que la varianza de los errores no sea constante (Parresol, 2001); y este fenómeno invalida los contrastes de significación de los parámetros. Para analizar la presencia de heterocedasticidad se analizaron los gráficos de residuos *estudentizados* (Mendoza *et al*., 2002) frente a valores estimados y se calculó el contraste de White (1980), que es independiente de la forma funcional del modelo y del tipo de distribución de datos. Para corregir la presencia de heterocedasticidad se empleó regresión ponderada, como en otros trabajos de estimación de biomasa arbórea (p. ej., Schlaegel, 1982; Cunia, 1986; Parresol, 1999). Así, en la fase de ajuste, es necesario ponderar cada observación con un peso igual a la

inversa de la varianza de su error ($\sigma_i^2$). Dicha varianza es desconocida, pero con frecuencia al examinar los gráficos de residuos frente a las variables independientes se observa que esta varianza se incrementa cuando se incrementa el valor de alguna o todas las variables independientes ($X$); por tanto se puede estimar utilizando una función potencial del tipo $\sigma_i^2 = X_i^k$ (Neter *et al.*, 1996). El valor del exponente $k$ se puede determinar empleando la metodología propuesta por Park (1966), que consiste en utilizar los errores del modelo ajustado sin pesos $\hat{e}_i$ como variable dependiente en el modelo potencial de varianza del error, es decir:

$$\hat{e}_i^2 = \gamma X_i^k \quad \text{o bien} \quad \ln \hat{e}_i^2 = \ln \gamma + k \ln X_i \tag{4}$$

En función de las variables independientes que interviniesen en cada modelo se probaron distintos factores de ponderación (p. ej., $d^{-k}$, $(d^2h)^{-k}$, etc.).

Otro problema frecuente en el ajuste de ecuaciones de biomasa es la presencia de multicolinealidad (fuerte correlación entre las variables independientes). Sus efectos son similares a los indicados para la heterocedasticidad, invalidando también los contrastes de significación. Cuando los problemas de multicolinealidad son graves el modelo no es robusto y la estimación de parámetros depende en exceso del conjunto particular de datos utilizado en el ajuste (Myers, 1990). Se puede evaluar la presencia de multicolinealidad en cada uno de los modelos ajustados calculando el número de condición (NC):

$$\text{NC} = \left( \frac{\text{máximo autovalor matriz } R}{\text{mínimo autovalor matriz } R} \right)^{0,5} \tag{5}$$

donde $R$ es la matriz de correlaciones entre las variables independientes del modelo.

Cuando las variables definen un sistema ortogonal todos los autovalores son iguales a 1, mientras que cuando existe un alto grado de correlación entre variables algún autovalor es próximo a cero. De acuerdo con Belsley (1991, pp. 139-141), si NC < 10 no hay problemas de multicolinealidad, si 30 ≤ NC ≤ 100 existen problemas de multicolinealidad y si 1000 < NC < 3000 los problemas son graves.

## Aditividad y ajuste simultáneo

Una de las propiedades más importantes que deben cumplir las ecuaciones de estimación de biomasa de las distintas fracciones en que se divide un árbol es que la suma de sus estimaciones sea igual a la estimación obtenida por la ecuación de estimación de biomasa total, propiedad que se denomina aditividad. Aunque existen varios procedimientos que se pueden utilizar para forzar esta propiedad en un sistema de ecuaciones (Parresol, 1999; Balboa-Murias *et al.*, 2004), el ajuste simultáneo es el más flexible y general; puesto que permite usar diferentes modelos matemáticos para cada fracción, con distintas variables independientes y funciones de ponderación. Se basa en el ajuste de un sistema de ecuaciones, aparentemente no relacionadas, formado por las *k* fracciones arbóreas consideradas junto con la de biomasa total.

$$\begin{aligned} \hat{w}_1 &= f_1(x_1) \\ \hat{w}_2 &= f_2(x_2) \\ &\vdots \\ \hat{w}_k &= f_k(x_k) \\ \hat{w}_{total} &= f_{total}(x_1, x_2, \ldots, x_k) \end{aligned} \tag{6}$$

donde:

$\hat{w}_k$ : biomasa estimada
$x_k$ : conjunto de variables explicativas

En este caso, las variables independientes del modelo de biomasa total son todas las variables independientes que aparecen en los restantes modelos, y la aditividad está garantizada imponiendo restricciones a los parámetros del modelo de biomasa total. Este sistema, sin relaciones analíticas entre ecuaciones, se suele resolver empleando regresión SUR (*Seemingly Unrelated Regression*) también conocida por mínimos cuadrados generalizados conjuntos o regresión Zellner (Zellner, 1962). Para sistemas de ecuaciones no lineales este método se denomina NSUR y es igual de válido que para ecuaciones lineales. Otra ventaja de esta metodología radica en corregir el problema de dependencia de errores entre las estimaciones de cada fracción de biomasa, considerando que no es realista asumir que los errores de cada ecuación no estén correlacionados (Borders, 1989; Parresol, 1999, 2001).

Los parámetros de todas las ecuaciones fueron obtenidos de forma simultánea utilizando la metodología NSUR, para lo que se utilizó el procedimiento MODEL del programa SAS/ETS® (SAS Institute Inc., 2008). Se realizó un ajuste simultáneo inicial y a partir de los residuos obtenidos de éste se calcularon los pesos a utilizar en la ponderación del ajuste simultáneo definitivo, con la finalidad de corregir la heterocedasticidad y garantizar la aditividad.

## Ajuste en dos pasos

Como ya se ha mencionado, en el caso del abedul algunos árboles no disponían de datos de las fracciones de ramas finas, ramillos y hojas (lo que en conjunto se denominó "copa fina"), debido a que no existían o a que fueron descartados por presentar anomalías. Sin embargo, el resto de fracciones presentaban tendencias lógicas, por lo que se decidió utilizarlas en los ajustes. Para solucionar este inconveniente, en un paso previo se realizó un ajuste simultáneo de las ecuaciones de estas tres fracciones, más una cuarta que las engloba (biomasa de copa fina), a partir de los datos de los 34 árboles muestreados en el verano de 2009. Para obtener las estimaciones de los parámetros del resto de ecuaciones se realizó un ajuste simultáneo del sistema constituido por las ecuaciones de biomasa de fuste, de corteza, de ramas gruesas y de biomasa total (incluyendo en ésta la biomasa estimada de copa fina).

En el caso del roble, al no existir la fracción de hojas para algunos árboles, se empleó un procedimiento similar. En primer lugar se ajustó esta fracción de forma independiente, a partir de los 19 árboles muestreados en el verano de 2009. Posteriormente se ajustaron el resto de ecuaciones de forma simultánea (fuste, corteza, ramas gruesas, ramas finas, ramillos y biomasa total –incluyendo en ésta la biomasa estimada de las hojas).

## Criterios de selección de modelos

La selección del mejor modelo para cada fracción se ha basado en el análisis de la capacidad de ajuste, tanto por métodos analíticos como gráficos. Así, a partir de los residuos, se calcularon dos estadísticos utilizados con frecuencia en modelización forestal: el coeficiente de determinación ($R^2$) y la raíz del error medio cuadrático (REMC); cuyas expresiones son las siguientes:

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{i=n}\left(Y_i - \hat{Y}_i\right)^2}{\sum_{i=1}^{i=n}\left(Y_i - \bar{Y}\right)^2} \qquad (7)$$

$$\text{REMC} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{i=n}\left(Y_i - \hat{Y}_i\right)^2}{n-p}} \quad (8)$$

donde:

$Y_i$ : valor observado de la variable dependiente

$\hat{Y}_i$ : valor estimado de la variable dependiente

$\bar{Y}$ : valor promedio de la variable dependiente

$n$ : número total de observaciones utilizado para ajustar el modelo

$p$ : número de parámetros a estimar

Aunque existen opiniones fundamentadas que plantean dudas en relación al empleo del $R^2$ en la selección de modelos, este estadístico da una idea bastante intuitiva de la variabilidad que explican los modelos, y la utilidad general de alguna medida global de la adecuación del modelo parece anular alguna de estas limitaciones (Ryan, 1997, p. 424); no obstante no debe utilizarse como único criterio para elegir el mejor modelo (Myers, 1990, p. 166). El estadístico REMC resulta útil porque está expresado en las mismas unidades que la variable dependiente, por lo que da una idea del error medio que se comete con el modelo; además penaliza los modelos con mayor número de parámetros, de acuerdo con el principio general de simplicidad científica (Peña, 2002, p. 570).

Además del cálculo de estadísticos de ajuste, una herramienta muy útil para determinar si los ajustes se adecuan a los datos son los análisis gráficos (Huang, 2002). Se realizó una representación gráfica de los valores reales de las variables frente a los predichos, a los que se superpuso la recta ideal 1:1, con el fin de inspeccionar de manera visual si las predicciones eran acordes con los valores reales. Por último, se analizaron también los gráficos de residuos estudentizados frente a valores predichos con la finalidad de detectar valores atípicos, tendencias extrañas de los datos o la existencia de problemas de heterocedasticidad.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los modelos que mostraron los mejores resultados para la estimación de la biomasa aérea total y por fracciones para abedul y roble se muestran en la tabla 2. En la tabla 3 se muestran las estimaciones de los parámetros obtenidas mediante el ajuste simultáneo ponderado, así como sus correspondientes errores estándar aproximados y contrastes de significación. Todos los parámetros resultaron significativos al nivel de 5%, salvo el parámetro $\beta_{61}$ en roble, aunque de forma visual se comprobó la idoneidad del modelo elegido y la necesidad del parámetro en cuestión, por lo que éste se mantuvo en el modelo. También se muestran los pesos utilizados en la ponderación, los estadísticos de bondad de ajuste y el valor del contraste de White, que indica que en todos los casos el ajuste se realizó en condiciones de homogeneidad de la varianza de los errores. El análisis gráfico de los residuos estudentizados (no mostrado) corroboró estos resultados.

En general, las ecuaciones mostraron un ajuste satisfactorio, explicando como mínimo 79% de la variabilidad observada. En el caso del abedul, cinco de las siete ecuaciones desarrolladas explicaron más de 90% de la variabilidad de los datos observados. Con respecto al roble, sólo dos ecuaciones superaron este nivel. Cabe destacar, en ambos casos, el buen ajuste que presentan las ecuaciones de biomasa de madera de fuste y de biomasa total, con valores del $R^2$ en torno a 95%-98% para ambas especies.

Tabla 2. Modelos seleccionados para la estimación de la biomasa aérea total y por fracciones para *B. pubescens* y *Q. robur* en Galicia.

| *Especie* | *Fracción* | *Modelo* |
|---|---|---|
| *B. pubescens* | Madera fuste | $w_m = \beta_{10} + \beta_{11} d^2 h$ |
| | Corteza fuste | $w_c = \beta_{21} d^{\beta_{22}} h^{\beta_{23}}$ |
| | Ramas gruesas | $w_{r>2} = \beta_{31} d^{\beta_{32}}$ |
| | Ramas finas | $w_{r05-2} = \beta_{41} d^{\beta_{42}}$ |
| | Ramillos | $w_{r<05} = \beta_{51} d^2$ |
| | Hojas | $w_h = \beta_{61} d^2 h$ |
| | Copa fina | $w_{copa\ fina} = \beta_{41} d^{\beta_{42}} + \beta_{51} d^2 + \beta_{61} d^2 h$ |
| | Total | $w_{total} = \beta_{10} + \beta_{11} d^2 h + \beta_{21} d^{\beta_{22}} h^{\beta_{23}} + \beta_{31} d^{\beta_{32}} + w_{copa\ fina}$ |
| *Q. robur* | Madera fuste | $w_m = \beta_{10} + \beta_{11} d^2 h$ |
| | Corteza fuste | $w_c = \beta_{21} d^2 h$ |
| | Ramas gruesas | $w_{r>2} = \beta_{31} d^2 h$ |
| | Ramas finas | $w_{r05-2} = \beta_{41} d^{\beta_{42}}$ |
| | Ramillos | $w_{r<05} = \beta_{50} + \beta_{51} d$ |
| | Hojas | $w_h = \beta_{61} d^{\beta_{62}}$ |
| | Total | $w_{total} = \beta_{10} + \beta_{50} + (\beta_{11} + \beta_{21} + \beta_{31}) d^2 h + \beta_{41} d^{\beta_{42}} + \beta_{51} d + w_h$ |

$w_k$ = peso seco de las distintas fracciones o total de biomasa arbórea (kg)
$\beta_{ij}$ = parámetro $j$ de la fracción arbórea $i$
$d$ = diámetro normal del árbol (cm)
$h$ = altura total del árbol (m)

Tabla 3. Estimaciones de los parámetros, contrastes de significación aproximados, estadísticos de bondad del ajuste y pesos utilizados en la ponderación para las ecuaciones de biomasa de cada fracción arbórea y de biomasa total obtenidas mediante ajuste simultáneo NSUR (ver modelos en la tabla 2).

| *Especie* | *Fracción* | *Parám.* | *Estimación* | *Error estándar aprox.* | *t* | *Probab. aprox>\|t\|* | $R^2$ | *REMC (kg)* | *Contraste de White* | *Peso* |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *B. pubescens* | Madera fuste ($w_m$) | $\beta_{10}$ | -3,824 | 0,6568 | -5,82 | <0,0001 | 0,9459 | 20,27 | 0,2882 | $d^{-4,072}$ |
| | | $\beta_{11}$ | 0,01709 | 0,00039 | 43,88 | <0,0001 | | | | |
| | Corteza fuste ($w_c$) | $\beta_{21}$ | 0,001650 | 0,000702 | 2,35 | 0,0229 | 0,9242 | 4,289 | 0,946 | $d^{-4,804}$ |
| | | $\beta_{22}$ | 2,392 | 0,1084 | 22,07 | <0,0001 | | | | |
| | | $\beta_{23}$ | 0,761 | 0,2175 | 3,5 | 0,001 | | | | |
| | Ramas gruesas ($w_{r>2}$) | $\beta_{31}$ | 0,04649 | 0,015 | 3,11 | 0,0031 | 0,8532 | 9,803 | 0,774 | $d^{-3,559}$ |
| | | $\beta_{32}$ | 2,183 | 0,1123 | 19,44 | <0,0001 | | | | |
| | Ramas finas ($w_{r05-2}$) | $\beta_{41}$ | 0,01246 | 0,003 | 4,15 | 0,0002 | 0,9145 | 2,492 | 0,6134 | $d^{-2,702}$ |
| | | $\beta_{42}$ | 2,44 | 0,0864 | 28,23 | 0,0001 | | | | |
| | Ramillos ($w_{r<05}$) | $\beta_{51}$ | 0,01908 | 0,000838 | 22,77 | <0,0001 | 0,8176 | 1,422 | 0,5317 | $d^{-2,670}$ |
| | Hojas ($w_h$) | $\beta_{61}$ | 0,001016 | 0,000042 | 24,27 | <0,0001 | 0,9047 | 0,9341 | 0,4563 | $(d^2h)^{-0,7477}$ |
| | Total ($w_{total}$) | | | | | | 0,9775 | 23,21 | 0,2051 | $(d^2h)^{-1,551}$ |

$\beta_{ij}$ = parámetro *j* de la fracción *i* (madera, corteza, ramas gruesas, ramas finas, ramillos y hojas).

concluye tabla 3

| Especie | Fracción | Parám. | Estimación | Error estándar aprox. | $t$ | Probab. aprox>\|t\| | $R^2$ | REMC (kg) | Contraste de White | Peso |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Q. robur* | Madera fuste ($w_m$) | $\beta_{10}$ | -3,688 | 0,799 | -4,62 | <0,0001 | 0,9594 | 106,6 | 0,6168 | $d^{-4,685}$ |
| | | $\beta_{11}$ | 0,01925 | 0,000412 | 46,77 | <0,0001 | | | | |
| | Corteza fuste ($w_c$) | $\beta_{21}$ | 0,002829 | 0,000106 | 26,8 | <0,0001 | 0,8266 | 32,94 | 0,0439 | $(d^2h)^{-2,048}$ |
| | Ramas gruesas ($w_{r>2}$) | $\beta_{31}$ | 0,007671 | 0,000442 | 17,37 | <0,0001 | 0,8391 | 115,9 | 0,0649 | $d^{-3,575}$ |
| | Ramas finas ($w_{r05\text{-}2}$) | $\beta_{41}$ | 0,05965 | 0,0201 | 2,97 | 0,0047 | 0,8065 | 7,621 | 0,5116 | $d^{-3,729}$ |
| | | $\beta_{42}$ | 1,644 | 0,1098 | 14,98 | <0,0001 | | | | |
| | Ramillos ($w_{r<05}$) | $\beta_{50}$ | -1,370 | 0,2783 | -4,92 | <0,0001 | 0,7964 | 2,349 | 0,4493 | $d^{-2,495}$ |
| | | $\beta_{51}$ | 0,2526 | 0,0186 | 13,54 | <0,0001 | | | | |
| | Hojas ($w_h$) | $\beta_{61}$ | 0,001403 | 0,00158 | 0,89 | 0,387 | 0,7897 | 2,531 | 0,2331 | $d^{-3,391}$ |
| | | $\beta_{62}$ | 2,694 | 0,3646 | 7,39 | <0,0001 | | | | |
| | Total ($w_{total}$) | | | | | | 0,9677 | 170,6 | 0,402 | $(d^2h)^{-1,627}$ |

$\beta_{ij}$ = parámetro *j* de la fracción *i* (madera, corteza, ramas gruesas, ramas finas, ramillos y hojas).

Sin embargo, para el caso del roble, la REMC fue superior siempre, aunque los valores no son directamente comparables, puesto que los valores medios de biomasa fueron mayores en roble que en abedul (Tabla 1). Considerando las mismas fracciones, los estadísticos de ajuste de las ecuaciones desarrolladas en este estudio fueron superiores (mayores valores de $R^2$ y menores valores de REMC) a los obtenidos en estudios previos para las mismas especies en la región (Balboa-Murias *et al.*, 2005; Balboa-Murias *et al.*, 2006), con la excepción de la fracción hojas en roble. En esta fracción el valor de $R^2$ fue mayor en el estudio de Balboa-Murias *et al.* (2006) –$R^2$ = 0,832 frente al valor de 0,789 obtenido en este estudio –, pero a su vez también el valor de REMC fue mayor (11,2 kg frente al valor de 2,53 kg obtenido en este estudio). Además, también se debe considerar que en los estudios previos la fracción hojas se ajustó con valores estimados.

En relación con la biomasa de las fracciones de copa (ramas gruesas, ramas finas, ramillos y hojas), éstas presentaron un peor ajuste que la biomasa del fuste. El mismo resultado ha sido constatado en estudios similares, especialmente en el caso de frondosas (Satoo y Madgwick, 1982), lo que posiblemente sea debido a la variabilidad de la estructura de la copa, el número de ramas y la variación de la densidad de la madera a lo largo de las ramas (Pardé, 1980). La inclusión de otra variable, como la longitud de copa viva, podría mejorar el ajuste de estas fracciones, aunque a expensas de un mayor esfuerzo de muestreo para poder aplicar los modelos.

El ajuste simultáneo mediante NSUR proporcionó estimaciones de los parámetros y estadísticos de bondad del ajuste muy similares a los obtenidos mediante el ajuste individual; sin embargo, los errores estándar aproximados disminuyeron sensiblemente cuando se empleó NSUR (resultado directo de considerar la correlación entre los errores de las ecuaciones de biomasa), por lo que se logró una mayor eficiencia en la estimación de parámetros con esta metodología. En otros estudios se obtuvieron resultados similares, verificándose también que el método de estimación NSUR mejora la precisión en las estimaciones (Parresol, 1999; Parresol, 2001; Carvalho y Parresol, 2003; Návar *et al.*, 2004). El número de condición en el ajuste simultáneo ponderado fue de 41,2 para abedul y 16,7 para roble, con lo que se puede concluir que no se presentan problemas graves de multicolinealidad entre las variables independientes.

En las figuras 3 y 4 se muestran los gráficos de valores observados frente a predichos para las distintas fracciones de biomasa consideradas y para la biomasa total. Las nubes de puntos se sitúan cerca de la diagonal 1:1, indicando que los modelos proporcionan estimaciones con bajo sesgo. En el caso del roble, y para la biomasa de ramas gruesas, aparece una ligera tendencia a la subestimación para los mayores valores. Esta ecuación es una de las que presenta mayor valor de REMC (115,9 kg).

La proporción media de biomasa de las fracciones madera del fuste, corteza del fuste, ramas (ramas gruesas, ramas finas y ramillos) y hojas con respecto a la biomasa aérea total fue, respectivamente, de 53,3%; 8,9%; 34,2% y 3,6% en abedul y de 57,1%; 9,1%; 31,2% y 2,6% en roble. Resultados similares fueron obtenidos en estudios previos en Galicia (Balboa-Murias *et al.*, 2005; Balboa-Murias *et al.*, 2006). Ambas especies presentan porcentajes similares de las mismas fracciones, con una proporción de las fracciones que forman la copa entre 34% y 38%, mayor que otras especies para las que se han desarrollado ecuaciones de estimación de biomasa en la región (*E. globulus*, *E. nitens*, *P. radiata* y *P. pinaster*) con una proporción de biomasa de copa entre 10% y 19% (Diéguez Aranda *et al.*, 2009).

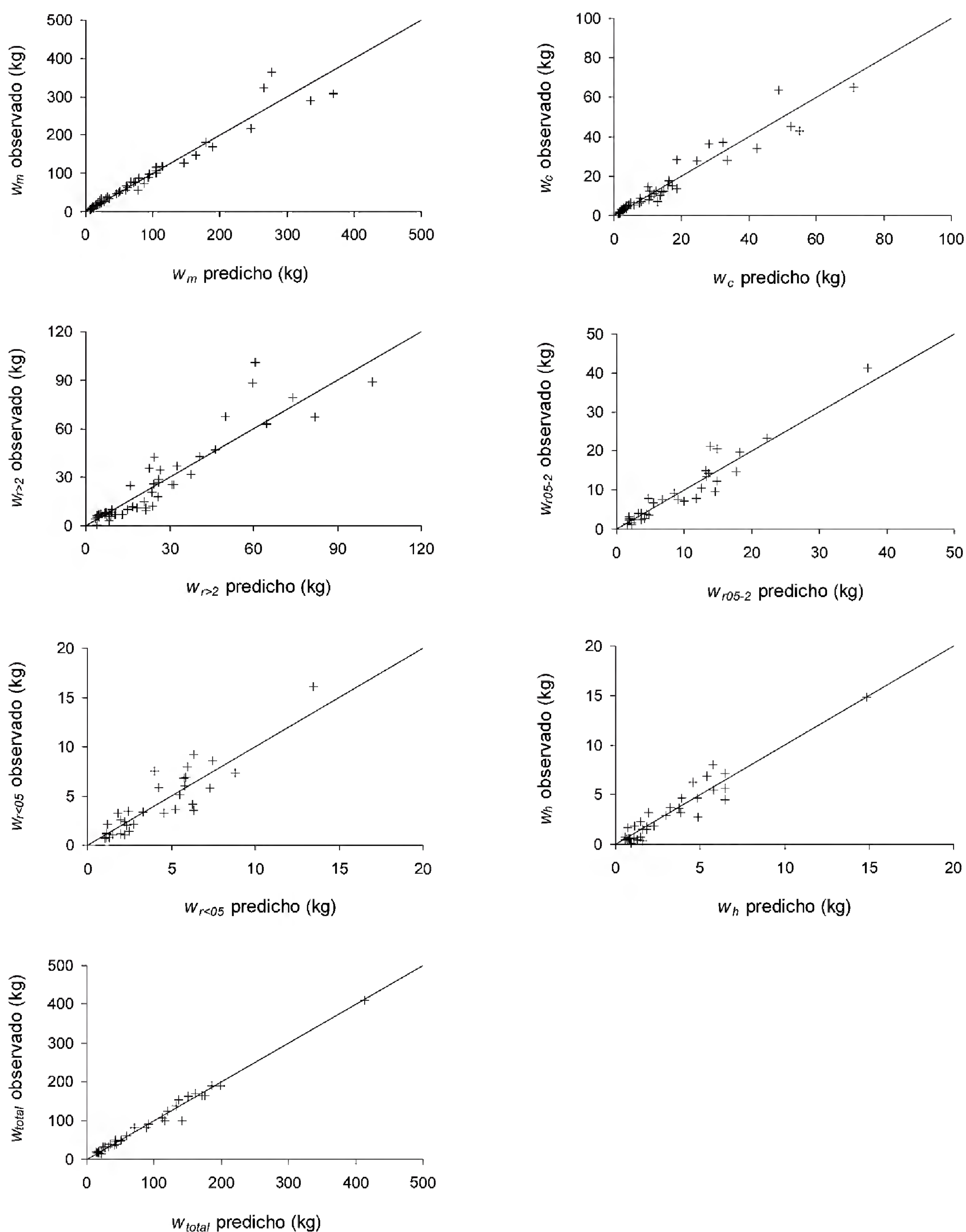



Figura 3. Valores observados frente a predichos para las distintas fracciones de biomasa y para la biomasa total de *B. pubescens* (variables definidas en Tabla 2). Los gráficos de biomasa de ramas finas, ramillos, hojas y biomasa total sólo incluyen datos de los 34 árboles muestreados en verano de 2009.

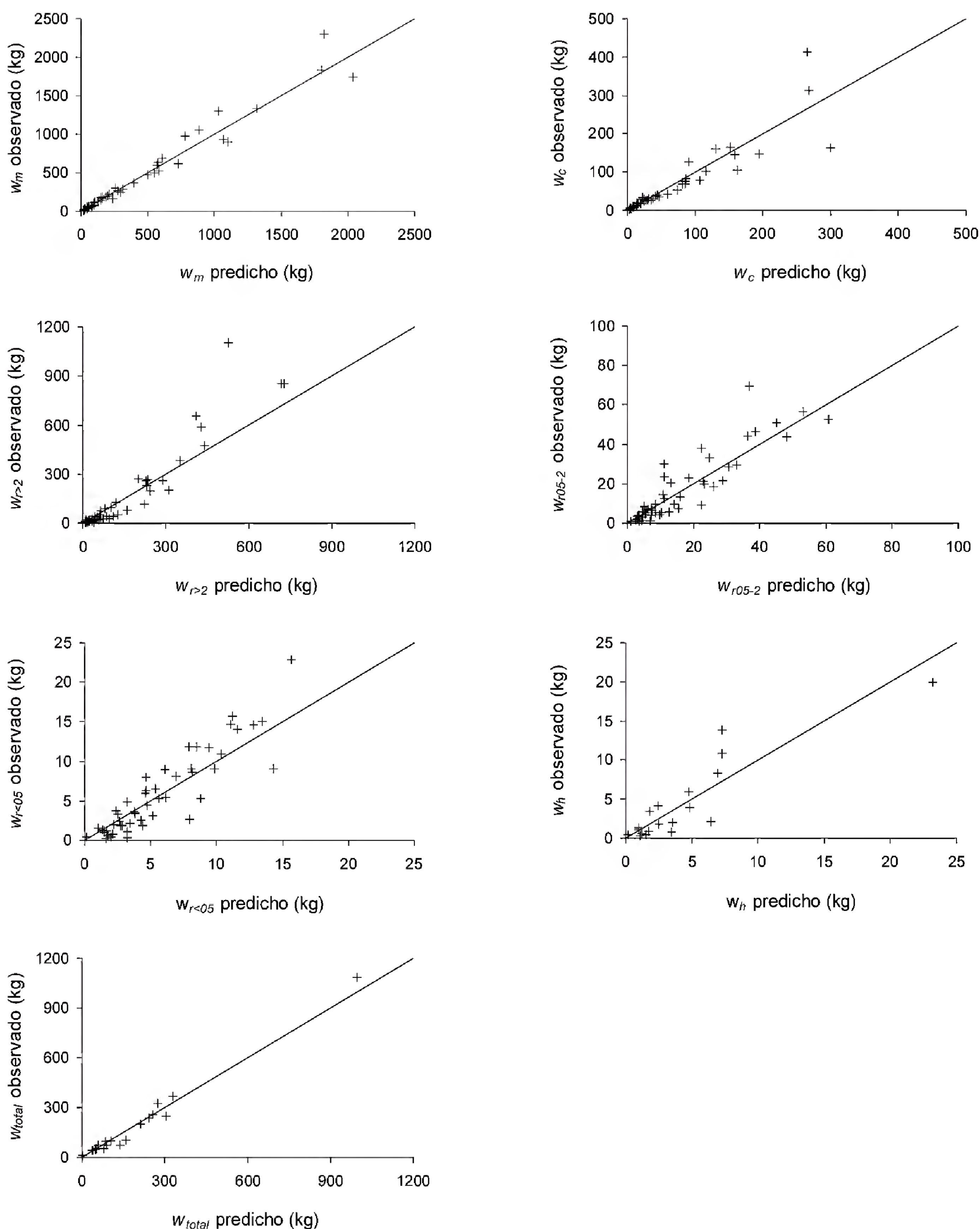



Figura 4. Valores observados frente a predichos para las distintas fracciones de biomasa y para la biomasa total de *Q. robur* (variables definidas en Tabla 2).
Los gráficos de biomasa de hojas y biomasa total sólo incluyen datos de los 19 árboles muestreados en verano de 2009.

En abedul las fracciones se agrupan en una proporción de biomasa de fuste de 62,2% y de biomasa de copa del 37,8%. Estos resultados son acordes con los obtenidos en otros estudios para especies del mismo género en España (Gracia *et al.*, 2002) y Norteamérica (Jokela *et al.*, 1981; Schmitt y Grigal, 1981; Maliondo *et al.*, 1990; Jian *et al.*, 1998), pero difieren de los obtenidos por Marklund (1988) para Suecia, en donde no se consideraba la fracción hojas y las proporciones eran 79,9% de biomasa de fuste y 20,3% de biomasa de ramas; en este estudio, si no se considera la fracción hojas las proporciones son 64,5% de biomasa de fuste y 35,5% de biomasa de ramas.

En el caso del roble, las fracciones se agrupan en una proporción de biomasa de fuste de 66,2% y de biomasa de copa de 33,8%. Estos resultados son acordes con los obtenidos en otros estudios para especies del mismo género en España (Rapp *et al.*, 1999; Gracia *et al.*, 2002) y Portugal (Carvalho y Parresol, 2003), pero difieren de los obtenidos en estudios realizados en Centro Europa para *Quercus petraea* (André y Ponette, 2003) y en Norteamérica para *Q. alba* L., *Q. coccinea* Muenchh., *Q. prinus* Willd. y *Q. rubra* L. (Martin *et al.*, 1998), en los que la biomasa de fuste representaba 73% a 84% de la biomasa aérea total.

En este estudio no se han desarrollado ecuaciones de estimación de biomasa de raíces debido al enorme esfuerzo de muestreo que supone la toma de datos. Ecuaciones de este tipo fueron desarrolladas para *B. pubescens* por Balboa-Murias *et al.* (2005) y para *Q. robur* por Balboa-Murias *et al.* (2006). Pese a que el número de observaciones utilizado fue muy reducido (6 datos para abedul y 11 para roble), es la única información disponible por el momento.

## CONCLUSIONES

Las ecuaciones desarrolladas en este estudio permiten estimar con suficiente precisión los pesos secos de las distintas fracciones consideradas y la biomasa aérea total. Éstas podrán ser empleadas con varios fines, como la cuantificación del potencial de las dos especies para el almacenamiento de carbono a medio y largo plazo en los montes de Galicia, o el posible aprovechamiento energético de los residuos (fundamentalmente los extraídos de la copa) que se generan en las operaciones silvícolas intermedias (aclareos, claras y podas) y en el aprovechamiento final.

El conjunto de datos utilizado en este estudio –significativamente superior al que existía hasta el momento– y las mejoras metodológicas en el caso de abedul podrían explicar los mejores resultados obtenidos en la fase de ajuste con respecto a estudios previos para estas especies en Galicia. Por lo tanto, se recomienda la utilización de las ecuaciones desarrolladas en este estudio en sustitución de las ecuaciones existentes.

## RECONOCIMIENTOS

El presente estudio se enmarca dentro del proyecto “Modelos de evolución de bosques de frondosas autóctonas del noroeste peninsular” (AGL2007-66739-C02-01) financiado por el Gobierno de España a través del Ministerio de Ciencia e Innovación y cofinanciado por la Unión Europea mediante fondos FEDER.

## REFERENCIAS

André, F. y Q. Ponette. 2003. Comparison of biomass and nutrient content between oak (*Quercus petraea*) and

hornbeam (*Carpinus betulus*) trees in a coppice-with-standards in Chimay (Belgium). Annals of Forest Science 60:489-502.

Balboa-Murias, M.A., J.G. Álvarez González, A. Merino García y M. Barrio Anta. 2004. Revisión y discusión metodológica para la determinación de la biomasa forestal. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 18:35-39.

Balboa-Murias, M.A., A. Rojo, M.A Cela y G. Montero. 2005. Cuantificación del potencial de *Betula alba* L. para el almacenamiento de carbono a medio y largo plazo en Galicia. *In*: Actas del IV Congreso Forestal Español, Zaragoza (España), 26-30 septiembre.

Balboa-Murias, M.A., A. Rojo, J.G. Álvarez-González y A. Merino. 2006. Carbon and nutrient stocks in mature *Quercus robur* L. stands in NW Spain. Annals of Forest Science 63:557-565.

Belsley, D.A. 1991. Conditioning diagnostics, collinearity and weak data in regression. Wiley. Nueva York. 396 p.

Bond-Lamberty, B., C. Wang y S.T. Gower. 2002. Aboveground and belowground biomass and sapwood area allometric equations for six boreal tree species of northern Manitoba. Canadian Journal of Forestry Research 32:1441-1450.

Borders, B.E. 1989. Systems of equations in forest stand modelling. Forest Science 35:548-556.

Burger, H. 1945. Holz, Blattmenge und Zuwachs. VII: Die Lärche. Mitt Schw Anst forstl Forstl Versw 24:7-103.

Burger, H. 1953. Holz, Blattmenge und Zuwachs. XIII: Fichten im gleichaltrigen Hochwald. Mitt Schw Anst forstl Forstl Versw 29:38-130.

Carvalho, J.P. y B.R. Parresol. 2003. Additivity in tree components biomass of Pyrenean oak (*Quercus pyrenaica* Willd.). Forest Ecology and Management 179:269-273.

Cienciala, E., M. Cerný, J. Alptauer y Z. Exnerová. 2005. Biomass functions applicable to European beech. Journal of Forest Science 51(4):147-154.

Clark, A. 1982. Predicting biomass production in the South. *In*: Hotvedt, J.E. y B.D. Jackson, eds. Predicting growth and yield in the Mid-South. 31th Annual For. Symp. Louisiana State University, Baton Rouge, L.A. p:119-139.

Cunia, T. 1986. Construction of tree biomass tables by linear regression techniques. *In*: Estimating tree biomass regressions and their error. Proceedings of the Workshop on tree biomass regression functions and their contribution to the error of forest inventory estimates. 26-30 Mayo. Siracusa, Nueva York. p:27-37.

Diéguez-Aranda, U., A. Rojo Alboreca, F. Castedo-Dorado, J.G. Álvarez González, M. Barrio-Anta, F. Crecente-Campo, J.M. González González, C. Pérez-Cruzado, R. Rodríguez Soalleiro, C.A. López-Sánchez, M.A. Balboa-Murias, J.J. Gorgoso Varela y F. Sánchez Rodríguez. 2009. Herramientas silvícolas para la gestión forestal sostenible en Galicia. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela. 259 p.

Gracia, C., S. Sabaté, J. Vayreda y J. Ibáñez. 2002. Aboveground Biomass Expansion Factors and biomass equations of forest in Catalonia. *In*: COST E21 BEF meeting, Besalú (España), 4-5 julio.

Huang, S. 2002. Validating and localizing growth and yield models: procedures, problems and prospects. *In*: Proceedings of IUFRO Workshop on Reality, models and parameter estimation: the forestry scenario. Sesimbra (Portugal), 2-5 junio.

Jian, R., C. Wang, B. Hawkins y T. Letchford. 1998. Relative growth rate and biomass allocation of paper birch (*Betula papyrifera*) populations under different soil moisture and nutrient regimes. Canadian Journal of Forestry Research 28:44-55.

Johansson, T. 2000. Biomass equations for determining functions of common and grey alder growing on abandoned farmland and some practical implicatons. Biomass and Bioenergy 18:147-159.

Jokela, E.J., C.A. Shannon y E.H. White. 1981. Biomass and nutrient equations for mature *Betula papyrifera* Marsh. Canadian Journal of Forestry Research 11:298-304.

Maliondo, S.M., M.K. Mahendrappa y G.D. van Raalte. 1990. Distribution of biomass and nutrients in some new brunswick forest stands: possible implications of whole-tree harvesting. Information Report M-X.170E/F. Hull, Quebec, Canadá.

Marklund, L.G. 1988. Biomassafunktioner för tall, gran och björk i Sverige. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skogstaxering, Rapport 45:1-73.

Martin, J.G., B.D. Kloeppel, T.L. Schaefer, D.L. Kimbler y S.G. Mcnulty. 1998. Aboveground biomass and nitrogen allocation of ten deciduous southern Appalachian tree species. Canadina Journal of Forestry Research 28:1648-1659.

Mendoza Rivera, H., G.R. Bautista Mendoza, L.A. López y J.A. Vargas. 2002. Métodos de regresión, 1ª. ed. Universidad Nacional de Colombia, Dirección Nacional de Innovación académica, Facultad de Ciencias, Departamento de Estadística, Bogotá, Col.

Merino, A., C. Rey, J. Brañas y R. Rodríguez-Soalleiro. 2003. Biomasa arbórea y acumulación de nutrientes en plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en Galicia. Forest Systems 12(2):85-98.

Montero, G., R. Ruiz-Peinado y M. Muñoz. 2005. Producción de biomasa y fijación de $CO_2$ por los bosques españoles. Monografías INIA, Serie Forestal 13. Madrid. 270 p.

Myers, R.H. 1990. Classical and Modern Regression with Applications. 2ª ed. Duxbury Press, Belmont, CA. 488 p.

Návar, J.J., N. González, J.J. Graciano, V. Dale y B. Parresol. 2004. Additive biomass equations for pine species of forest plantations of Durango, Mexico. Madera y Bosques 10(2):17-28.

Neter, J., M.H. Kutner, C.J. Nachtsheim y W. Wasserman. 1996. Applied linear statistical models. 4ª ed. McGraw-Hill. Nueva York. 739 p.

Pardé, J.D. 1980. Forest Biomass. Forestry Abstracts 41(8):343-362.

Park, R.E. 1966. Estimation with Heteroscedastic Error Terms. Econometrica 34(4):888.

Parresol, B.R. 1999. Assessing tree and stand biomass: a review with examples and critical comparisons. Forest Science 45:573-593.

Parresol, B.R. 2001. Additivity of nonlinear biomass equations. Canadian Journal of Forestry Research 31:865-878.

Peña, D. 2002. Regresión y diseño de experimentos. Alianza Editorial, Madrid. 744 p.

Porté, A., P. Trichet, D. Bert y D. Loustau. 2002. Allometric relationships for branch and tree woody biomass of maritime Pine (*Pinus pinaster* Ait.). Forest Ecology and Management 158:71-83.

Rapp, M., I. Santa Regina, M. Rico y H.A. Gallego. 1999. Biomass, nutrient content, litterfall and nutrient return to the soil in Mediterranean oak forest. Forest Ecology and Management 119:39-49.

Ryan, T.P. 1997. Modern regression methods. John Wiley & Sons, Nueva York. 515 p.

SAS Institute Inc. 2008. SAS/ETS® 9.2. User's Guide. SAS Institute Inc., Cary, NC. 2861 p.

SAS Institute Inc. 2009. SAS/STAT® 9.2 User's Guide (2nd ed.). SAS Institute Inc., Cary, NC. 7869 p.

Satoo, T. y H.A.I. Madgwick. 1982. Forest Biomass. Forestry Sciences. Kluwer Academic Publishers Group, Holanda. 160 p.

Schlaegel, B.E. 1982. *Acer negundo* biomass component regression analysis for the Mississipi Delta. Forest Science 28:355-358.

Schmitt, M.D.C. y D.F. Grigal. 1981. Generalized biomass equations for *Betula papyrifera* Marsh. Canadian Journal of Forestry Research 11:837-840.

Snowdon, P. 1985. Alternative sampling strategies and regression models for estimating forest biomass. Australian Forestry Research 15:353-366.

UNFCCC. 1997. The Kyoto Protocol. [online]. UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change). Disponible en http://unfccc.int/resource/docs/ convkp/kpeng.html. [2 de enero de 2012].

Wang, C. 2006. Biomass allometric equations for 10 co-occurring tree species in Chinese temperate forest. Forest Ecology and Management 222:9-16.

Waring, R.H. y S.W. Running. 1998. Forest ecosystems: analysis at multiple scales. 2ª ed. Academic Press. San Diego, CA. 370 p.

White, H. 1980. A heteroskedasticity-consistent covariance matrix estimator and a direct test for heteroskedasticity. Econometrica 48(4):817-838.

Zeide, B. 1987. Areas of biomass research. *In*: Wharton, E.H. y T. Cunia, eds. Estimating tree biomass regressions and their error. Proceedings of the Workshop on Tree biomass regression functions and their contribution to the error of forest inventory estimates. USDA For Serv Gen Tech Rep. p:193-196.

Zellner, A. 1962. An efficient method of estimating seemingly unrelated regressions and test for aggregation bias. Journal of the American Statistical Association 57:348-368.

Zianis, D., P. Muukkonen, R. Mäkipää y M. Mencuccini. 2005. Biomass and stem volume equations for tree species in Europe. Silva Fennica, Monograps 4. 63 p.

Manuscrito recibido el 12 de abril de 2012.
Aceptado el 5 de febrero de 2013.

Este documento se debe citar como:
Gómez-García, E., F. Crecente-Campo y U. Diéguez-Aranda. 2013. Tarifas de biomasa aérea para abedul (*Betula pubescens* Ehrh.) y roble (*Quercus robur* L.) en el Noroeste de España. Madera y Bosques 19(1):71-91.

ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN

# Dendrochronological reconstruction of long-term precipitation patterns in Basaseachi National Park, Chihuahua, Mexico

## Reconstrucción dendrocronológica de patrones de precipitación de largo plazo en el Parque Nacional de Basaseachi, Chihuahua, México

Christen M. Irby[1], Peter Z. Fulé[1,*], Larissa L. Yocom[1] y José Villanueva Díaz[2]


## ABSTRACT

The purpose of this study was to reconstruct the precipitation at Basaseachi National Park (BNP) in Chihuahua, Mexico.Tree-ring samples from pine species including *Pinus durangensis, P. lumholtzii* and *P.engelmannii* were collected in and near BNP and they were cross-dated with existing chronologies. Ring widths of each sample were measured and models to remove non-climatic trends from the data were applied. The relationship between precipitation from the weather station in Yécora, Sonora, and the ring width indices were modeled using a bivariate linear regression ($r^2$ = 0,59, p<0.01). It was found that precipitation from the months of October, December, February and April was most highly correlated with tree ring growth. The reconstruction extends 225 years from 2007-1782. During this time period there were thirteen severe droughts, ten of which affected large areas in northern and central Mexico.


KEY WORDS:
Climate, dendrochronology, drought, *Pinus*, precipitation reconstruction.


## RESUMEN

El propósito de este estudio fue generar una cronología de anillos de crecimiento lo más extensa posible y usarla como un método indirecto para el desarrollo de una reconstrucción de precipitación estacional en el Parque Nacional de Basaseachi (BNP), Chihuahua, México. Para el desarrollo de la cronología, se colectaron núcleos de crecimiento de ejemplares de tres especies de pino, ubicados tanto dentro como fuera del BNP. Las muestras se fecharon con cronologías existentes y cercanas al área de estudio. Se midió el ancho de anillos de cada una de las muestras y se aplicó un procedimiento de estandarización para remover tendencias biológicas y geométricas. Con los índices dendrocronológicos y datos de precipitación de la estación climática Yécora, Sonora, se generó un modelo de regresión lineal bivariado que tuvo una varianza significativa ($r^2$ = 0,59, p<0,01). La precipitación de los meses de octubre, diciembre, febrero y abril fue la más correlacionada con el grosor de los anillos. La reconstrucción se extendió 225 años, período 2007-1782. Durante este tiempo ocurrieron trece sequías severas, diez de las cuales afectaron grandes áreas en el norte y centro de México.


PALABRAS CLAVE:
Clima, dendrocronología, *Pinus*, sequía, reconstrucción de precipitación.

1 Northern Arizona University, School of Forestry. P.O. Box 15018, Flagstaff, AZ 86011, USA.
2 INIFAP. Centro Nacional de Investigación Disciplinaria Relación Agua-Suelo-Planta-Atmósfera. Km 6.5 margen derecha Canal Sacramento Gómez Palacio, Dgo., México. Apdo. Postal 41. 35150. Lerdo, Dgo., México.
* Corresponding author: Pete.Fule@nau.edu

## INTRODUCTION

Megadiverse ecosystems are those in which the magnitude of species richness is one to two orders higher than that of most temperate zones (Brehm *et al.*, 2008; McCune, 1988). Many of these ecosystems are being damaged by human land use practices such as fire suppression, logging and livestock grazing. Additionally, global warming is currently affecting the climate in these regions, adding to the disturbance within the ecosystems and this trend is expected to become more pronounced in the near future (Rosenzweig *et al.*, 2007). From a conservation perspective, megadiverse ecosystems require an increased level of understanding about climatic variability over time as well as climate's influence on the hydrologic cycle and the growth of dominant species (Villanueva-Díaz *et al.*, 2009).

The Sierra Madre Occidental (SMO) in Northwestern Mexico is an example of a megadiverse system (Bye, 1995). The SMO holds some of the most extensive and diverse pine-oak forests remaining in the world, yet there is relatively little protection of these ecosystems (Bye, 1995; Heyerdahl and Alvarado, 2003). The aquifers and surface runoff provided by the SMO sustain life for over six million people living in the states of Sonora and Chihuahua. Basaseachi National Park (BNP) is of interest for conservation because it contains the second tallest waterfall in Mexico (246 m) and draws thousands of tourists annually, stimulating the local economy and providing protection for a small area of forest on the canyon rim.

The study of historical climatic variability is important for understanding current and future climatic trends as well as their relationship with social and economic stability (Timmerman *et al.*, 1999; Villanueva-Díaz *et al.*, 2007). Instrumental weather data in Mexico is short and incomplete, thus it is necessary to obtain information about past climate from a proxy source. Climate reconstructions provide useful information on the range and variability of precipitation, which can aid in resource management, restoration, and conservation efforts (Villanueva-Díaz *et al.*, 2007). Several tree-ring chronologies exist for northwestern Mexico, compiled by Stahle and Cleveland (1993), Villanueva-Díaz and McPherson (1996), Biondi (2001), Díaz *et al.* (2002), Cleveland *et al.* (2003), González-Elizondo *et al.* (2005), Villanueva-Díaz *et al.* (2009); Cerano-Paredes *et al.* (2009).

These chronologies range from 320 to 607 years long. Most of the existing chronologies in the SMO were constructed from *Pseudotsuga menziesii* because trees of this species are long-lived and sensitive to climate. However, in northern Mexico, this species is restricted to the highest elevations, northern slopes, and canyon bottoms. Pine species, in contrast, are widespread. By using pine species including *Pinus durangensis, P. lumholtzii* and *P. engelmannii*, it is possible to expand the number of areas available for climate reconstruction as well as provide a better regional understanding of past climate.

## OBJECTIVES

The objectives of the present study were to (1) develop the oldest possible chronology using tree-ring records from pine trees in and around Basaseachi National Park (BNP), (2) model precipitation to develop long-term climate reconstructions from the proxy tree-ring data, and (3) evaluate historical patterns of drought and its relationship to the El Niño Southern Oscillation (ENSO).

## METHODS

### Study Site

The study site is located in a pine-oak forest in and around BNP in Chihuahua, Mexico (Fig. 1 y 2), centered at about 108,2˚ West, 28,2˚ North (Fig. 3). Elevation ranges from approximately 1720 to 2300 m. The climate can be characterized as arid to semi-arid with summer monsoonal rains. Average annual precipitation in this area is approximately 700 mm (ERIC II, 2000). The majority of the soil is classified into Leptosols and Regosols. Species present in this region include *Pseudotsuga menziesii* (Shwerin), *Pinus durangensis* (Martínez), *P. lumholtzii* (Robinson and Fernald), and *P. engelmannii* (Carrière) (Spellenberg *et al*. (1996), species authorship from Farjon and Styles (1997) and Uchytil (1991)). Much of the forest in the Sierra Madre Occidental has been heavily logged (Cortés Montaño and Cruz Gaistardo, in press). Logging started in the area in the late 1800's and proceeded through the 20th century and as a result, only a small fraction of the original vegetation remains intact (Lammertink, 1996). Overgrazing has also been an issue in the area (Valero *et al*., 2001). Frequent, low intensity fires are important disturbance agents in these forests, which burned every 4-5 years before fire exclusion began in the 1940's (Heyerdahl and Alvarado, 2003 and Fulé *et al*., 2005).

### Sample Collection

Tree species used in this chronology include *Pinus durangensis, P. lumholtzii* and *P. engelmannii*. Cores from large mature trees growing in climatically sensitive areas characterized by shallow, rocky soils and steep terrain were extracted



Figure 1. Pictures taken at the study site, Basaseachi National Park (BNP), Chihuahua. Top- looking out from Cascada Basaseachi, samples were taken on the rim as well as the canyon bottom.



Figure 2. *Pinus lumholtzii.*

(Villanueva-Díaz *et al.*, 2007). Using increment borers, two cores were removed from each suitable tree. The cores were taken 40 cm from the ground. To extend the length of the chronology, several cross-sections from old trees collected during a companion fire history reconstruction study in the same area were used (Yocom *et al.*, unpublished data). All wood samples were air-dried, cores stored in paper straws, and cross sections wrapped in plastic wrap for transport.

## Laboratory Analysis

All cross sections and cores were glued to wood mounts and sanded with increasingly finer grades of sandpaper until cells were clearly visible under a microscope (Grissino-Mayer, 2001). Using existing chronologies, the samples were visually crossdated and with skeleton plots (Fritts, 1976; Stokes and Smiley, 1968). Tree-ring widths were then measured to the nearest 0,001 mm using a stereo-zoom microscope and a Velmex sliding-stage micrometer. To check the cross dating accuracy, the program COFECHA was used (Holmes, 1986; Grissino-Mayer, 2001). Using the program ARSTAN, non-climatic trends, were removed including the general decrease in ring width as the tree ages, and autoregressive growth persistence, by applying a negative exponential growth curve (any k) followed by autoregressive modeling. The residual chronology was used, which represents the maximal interannual variability after removing the influence of autocorrelation, for the final reconstruction.

To determine the correlation between monthly precipitation and annual tree-ring growth, residual ring-width indices were compared with monthly precipitation and temperature data using the program Den-

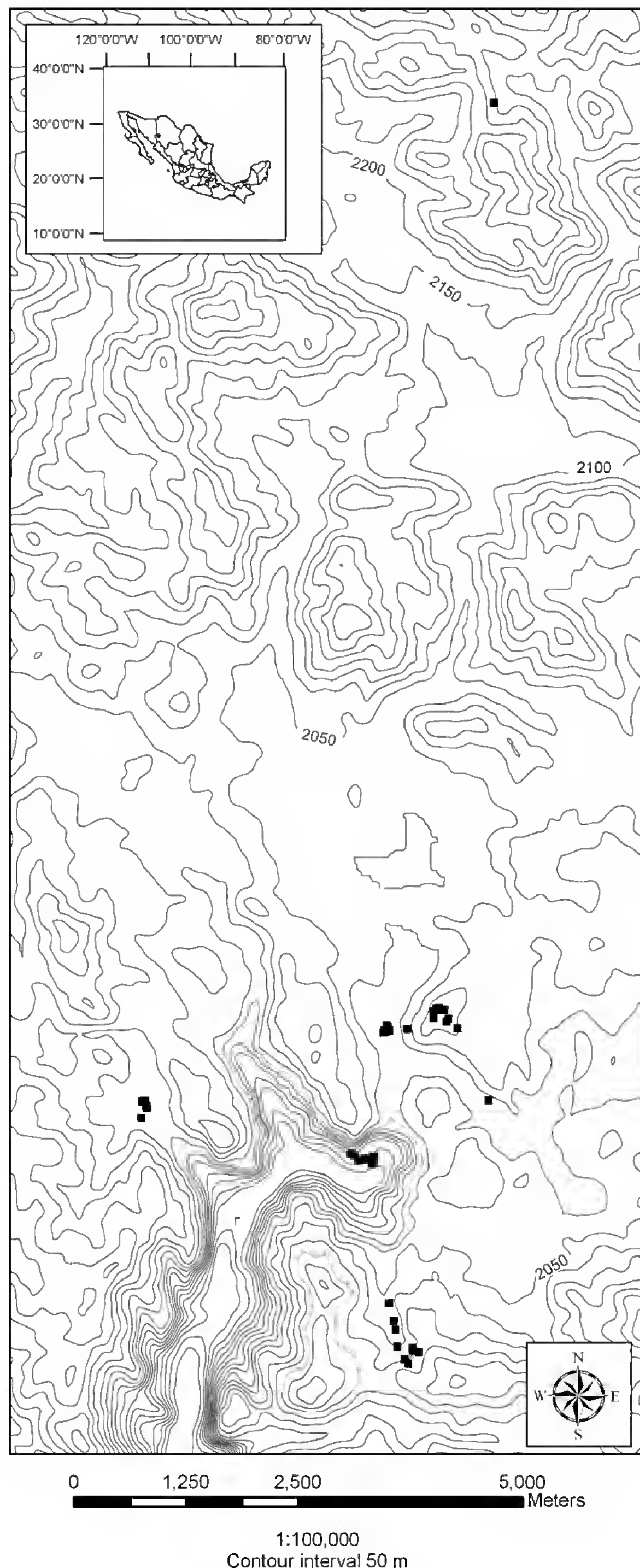



Figure 3. Sampling sites in and around BNP.

droClim 2000 (Biondi and Waikul, 2004; ERIC II, 2000). This was a resampling p- value. The highest association of tree ring indices and precipitation was Oct-Apr, thus precipitation from these months was used for the final reconstruction. In selecting a weather station precipitation data from three different weather stations were compared with similar elevations and in relatively close proximity to BNP. There is a weather station, at the park but the data were too short and incomplete to be used. The weather station at Yécora, Sonora was chosen because the association between ring width indices and precipitation was the highest of all the stations that were considered and the station had a longer, more complete data set than the others.

A least-squares regression was calculated between meteorological records of October-April precipitation and the residual ring-width chronology to find the correlation of precipitation with tree-ring width (Fritts, 1976). The precipitation data and tree ring indices were split into two periods: a calibration period and a verification period. The weather data gathered at the Yécora station spanned the time period between 1971 and 2004. The data were split into two periods: 1971-1987 and 1988-2004. Each period served as a calibration and validation period, in successive analyses. The alpha level was 0,05. The regression equation developed in the calibration period was applied to the ring-width indices of the verification period. The reduction of error (RE) was calculated as well as the coefficient of efficiency (CE) for the model. These two statistics are used to compare estimated data with values assumed to be equal to the calibration period mean (Briffa *et al.*, 1988). Positive values indicate reasonable skill in the reconstructions (Fritts, 1976). The CE differs from the RE in that it is a measure of the common variance between the actual and estimated data over the verification period whereas the latter is a measure of variance over the calibration period (Briffa *et al.*, 1988). The average expressed population signal (EPS) was also calculated. The EPS is used to express the degree to which a particular sample chronology portrays a hypothetically perfect chronology with higher values being more favorable (Wigley *et al.*, 1984).

To create the final reconstruction, all the data were combined and a least-squares regression calculated between October-April precipitation recorded for the entire period of the weather station record and the ring-width indices. Past precipitation was estimated by applying the model to the full data set back to the year 1782.

The effect of ENSO on precipitation was examined by correlating the NINO3 data set with the ring-width index. To determine major drought periods, a three year running average was calculated and identified periods where precipitation was less than 86% of the 225 year average.

## RESULTS AND DISCUSSION

### Chronology

Pine trees from Basaeachi National Park proved to be useful for developing a multi-century precipitation reconstruction. The final chronology contained 44 trees and the series intercorrelation was 0,61. The climate reconstruction was extended back 225 years, covering the time period between 1782 and 2007. The EPS for the series was 0,87. For this chronology, the average EPS exceeds the critical level of 0,85 determined by Wigley *et al.* (1984).

### Precipitation Reconstruction

Precipitation occurring in the previous winter, during the months of December and February, was most highly correlated to tree ring growth, with values of 0,43 and 0,50 respectively. In addition, October and April precipitation were found to have a positive correlation with tree growth at 0,27 and 0,24 respectively. Because these months had the highest correlations, total precipitation occurring between the months of Oct and April was used for the final reconstruction. There were no statistically significant correlations between tree growth and temperature. Although they were not significant, the values suggest a negative correlation between temperature and annual tree-ring growth (Biondi and Waikul, 2004).

The calibration period (1971-1987) had a statistical significance of r= 0,79 ($r^2$=0,63) and the verification period (1988-2004) had a statistical significance of r=0,74 ($r^2$= 0,55) (Fig. 4). The RE derived from the model was 0,67, and the CE was 0,63 indicating high skill in the reconstruction (Table 3). The RE and CE calculated with reversal of the calibration and verification periods were 0,63 and 0,55 respectively again indicating high skill in the reconstruction (Table 3).

The linear regression representing the total time period of weather data (1971- 2004) and corresponding tree ring indices had a correlation of r= 0,77 ($r^2$= 0,59), meaning that approximately 59% of the variability in tree ring growth was explained by precipitation data. The linear regression used to calculate precipitation values for the total reconstruction was: Y = -244,85 + 499,03X where Y is the amount of October-April precipitation (in mm) and X is annual tree-ring width index. The model parameters were highly significant (Tables 1 and 2).

### Effects of ENSO

ENSO is known to have a large effect on precipitation in northern Mexico (Cleveland *et al.*, 2003; Stahle and Cleveland, 1993). Generally in this region, El Niño is associated with higher winter precipitation while its counterpart La Niña is associated with winters producing less precipitation (Magaña *et al.*, 2002). No significant correlation was found upon comparing ENSO patterns with winter

Table 1. Linear regression model used to calculate the total reconstruction model is $Y=\alpha_0+\alpha_1X$.

| *Period* | *Coefficients* | *t ratio* | *Prob>\|t\|* | *Standard Error* | *$R^2$* |
|---|---|---|---|---|---|
| 1971-2004 | $\alpha_0$= -244,85 | -3,38 | 0,0019 | 72,3374 | 0,59 |
| | $\alpha_1$=499,03 | 6,72 | <0,0001 | 74,2628 | |

Table 2. Analysis of Variance of model used for the reconstruction.

| *Source* | *DF* | *Sum of Squares* | *Mean Square* | *F Ratio* | *Prob > F* |
|---|---|---|---|---|---|
| Model | 1 | 403998 | 403999 | 45,1556 | <0,0001* |
| Error | 32 | 286298 | 8947 | | |
| Total | 33 | 690296 | | | |

Table 3. Reduction of error, coefficient of efficiency and final model.

| | *Calibration (1971-1987 Verification (1988-2004* | *Calibration (1988-2004 Verification (1971-1987* | *Final model* |
|---|---|---|---|
| Calibration $R^2$<br>Verification $R^2$ | 0,63<br>0,56 | 0,56<br>0,63 | $R^2$ = 0,59 |
| Reduction of error | 0,67 | 0,63 | y= 244,85+499,03x |
| Coefficient of efficient | 0,63 | 0,55 | |

precipitation but ENSO extreme years tend to match up with periods of uncharacteristically high or low precipitation, which is consistent with the study by Stahle and Cleaveland (1993). From 1782 to 1970, there were 13 years classified as La Niña extreme events (Stalhe and Cleaveland, 1993). Reconstructed precipitation for each of these 13 years was less than or equal to 90% of average precipitation (Table 4). There were nine El Niño events during this same time period. Of the nine years, reconstructed precipitation was higher than average for all but two years: 1844 and 1964 (Table 4).

## Drought

This reconstruction identified three drought periods not present in similar studies: 1902-1904, 1943-1946 and 1959-1967. One likely explanation for the appearance of these droughts at BNP is the lower elevation relative to the elevations of previous study sites. The identification of unique drought periods at BNP further demonstrates this area's sensitivity to climate patterns and can aid resource managers in perserving the natural resources in the area. The five driest years identified by this reconstruction in order of increasing severity were 1909, 1982, 1798, 1887 and 2000. The total reconstruction identified thirteen droughts lasting more than three years in duration occurring during the past 225 years (Fig. 5). Severe droughts identified by the reconstruction are listed in Table 5. The most prolonged drought lasted 16 years and occurred between the years of 1835 and 1851. Most of the drought periods identified by the reconstruction are also present in other reconstructions conducted in northern Mexico with the exception of the three periods listed above (Villanueva *et al.*, 2007). Many of these drought periods can be linked to social and economic hardship in Mexico. The first of was the period between 1785 and 1786, although the reconstruction obtained here only shows 1785 to be below average. This is known as "*El Año del Hambre*" (The Year of Hunger) as it resulted in extreme food shortages and an outbreak in epidemic disease throughout Mexico (Therrell, 2005).

Table 4. List of ENSO extreme years from Stahle and Cleaveland (1993) and percent of average precipitation from our model that fell during these years at the study site.

| *La Niña Extremes* | | *El Niño Extremes* | |
|---|---|---|---|
| *Year* | *% precip (of ave)* | *Year* | *% precip (of ave)* |
| 1789 | 45 | 1792 | 126 |
| 1801 | 76 | 1844 | 73 |
| 1805 | 52 | 1869 | 108 |
| 1855 | 76 | 1881 | 101 |
| 1862 | 84 | 1919 | 121 |
| 1887 | 0* | 1931 | 195 |
| 1904 | 46 | 1944 | 113 |
| 1909 | 13 | 1958 | 201 |
| 1917 | 90 | 1964 | 90 |
| 1921 | 79 | | |
| 1925 | 37 | | |
| 1934 | 37 | | |
| 1956 | 59 | | |

* Ring width too small for application of the model.

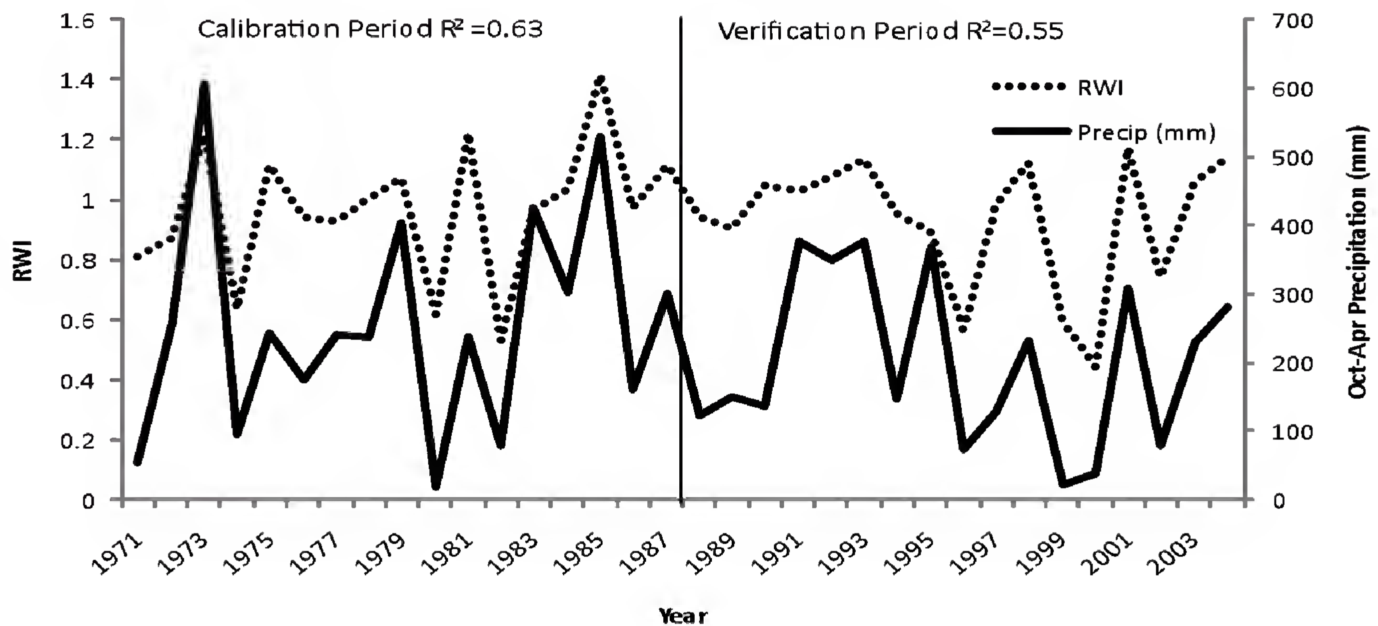



Figure 4. Observed and reconstructed precipitation during 1971-2004. The calibration period lasts from 1971- 1987 and the verification period from 1988-2004.

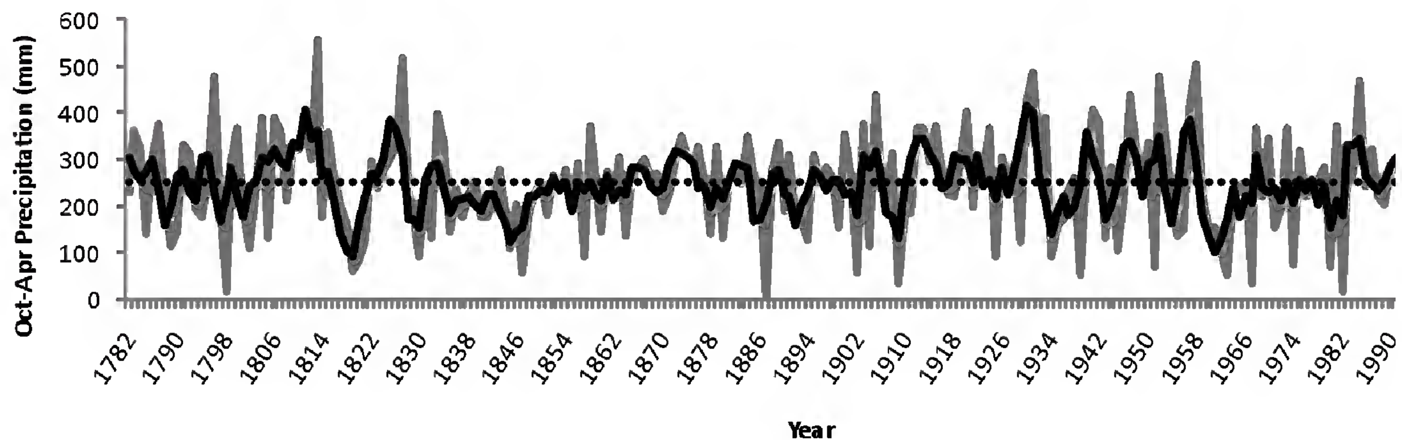



Figure 5. Reconstructed precipitation for the full 225 years from 1782-2007. The grey line represents calculated Oct-Apr precipitation values (in mm) and the black line represents a smoothing filter of the precipitation values. The horizontal dashed line is the 225-year average calculated from annual precipitation values.

*El Año del Hambre*, in conjunction with another drought lasting from 1798-1810 throughout northern and central Mexico, is believed to have instigated higher food prices and food shortages which may have ultimately contributed to the Mexican War of Independence (Florescano and Swam, 1995; Cerano *et al.*, 2009). The longest drought during the past 300 years in Chihuahua and Sonora took place between the years of 1841 and 1870 (Díaz *et al.*, 2002 and Cleveland *et al.*, 2003). Our reconstruction from Basaseachi did show a decrease in precipitation during this general time period but the drought was most intense between the years of 1835 and 1851. One of the most severe droughts pointed out by this reconstruction occurred between 1909 and 1911. This drought was felt by much of northern Mexico and caused massive food shortages, leading to social discontent. It is for this reason that the drought has been hypothesized to be a major contributor to the Mexican Revolution (Cerano *et al.*, 2009).

Table 5. Droughts lasting three years or more where the average precipitation for the entire time period did not exceed 86% of the 225 year average.

| 3-4 | | >4 | |
|---|---|---|---|
| *Year* | *% of* | *Year* | *% of* |
| 1788- | 6 | 1817- | 5 |
| 1892 | 6 | 1829- | 6 |
| 1902 | 7 | 1835- | 7 |
| 1907 | 7 | 1934- | 6 |
| 1943- | 7 | 1959- | 6 |
| 1954- | 6 | 1994- | 6 |
| 1971- | 8 | | |

The 1950's represent an entire decade of drought throughout northern and central Mexico and the southwestern United States (Díaz *et al*., 2002 and Cleveland *et al*., 2003 and Breshears *et al*., 2005). Drought years in the Basaseachi area during this decade occurred in 1950-1951, 1954-1956 and in 1959 (Table 5). This drought is also known to have had a major social and economic impact throughout Mexico (Cerano *et al*, 2009).

Finally, the most recent drought highlighted by the chronology occurred between 1994 - 2002. The year 2000 was the driest year in the past 225 years. This drought was even greater in southeastern Chihuahua where it lasted through 2005 and was one of the most severe droughts in the past 300 years (Cerano *et al*., 2009).

## CONCLUSIONS

Pine chronologies tend to be shorter and less well-correlated with climate than *P. menziesii* chronologies, but they are useful for reconstructing climate in areas where *P. menziesii* are sparse. A winter-spring precipitation reconstruction for BNP that extended back to 1782 was developed. Climatic fluctuation was associated with the positive and negative phases of El Niño/Southern Oscillation. This reconstruction identified periods of drought similar to those identified in the rest of northern Mexico, but episodes of local climatic variability were also noted. Additonal collection in high elevation pine forests would be useful to expand the individual grid in Mexico and contribute to a greater understanding of climate and its effect on dominant species in the respective ecosystems.

## ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the Ejido Basaseachi and BNP for permission to sample the study sites. We would also like to thank Isaac Bickford, Julian Cerano Paredes, Vicenta Constante García, Peter Brown, Celia García, Citlali Cortés Montaño and Walker Chancellor.

## REFERENCES

Biondi, F. 2001. A 400-year tree ring chronology from the tropical tree line of North America. AMBIO: A Journal of the Human Environment 30:162-166.

Biondi, F. and K. Waikul. 2004. DENDROCLIM2002: A C++ program for statistical calibration of climate signals in tree-ring chronologies. Computers & Geosciences 30:303-311.

Brehm, G., K. Fiedler, C.L. Hauser and H. Dalitz. 2008. Methodological challenges to a megadiverse ecosystem. Ecological Studies Analysis and Synthesis, Vol 198. Springer Berlin Heidelberg.

Breshears, D.D., N.S. Cobb, P.M. Rich, K.P Price, C.D. Allen, R.G. Balice, W.H. Romme, J.H. Kastens, M.L. Floyd, J. Belnap, J.J. Anderson, O. B. Myers and C. W. Meyer. 2005. Regional vegetation die-off in response to global-change-type drought. PNAS 102 (42):15144-15148.

Briffa, K.R., P.D. Jones, J.R. Pilcher and M.K. Hughes. 1988. Reconstructing Summer temperatures in Northern Fennoscandinavia back to A.D. 1700 using tree ring data from Scots pine. Arctic and Alpine Research 20(4):385-394.

Bye, R. 1995. Prominence of the Sierra Madre Occidental in the biological diversity of Mexico. *In*: DeBano, L.F. and P.F. Ffolliott (tech. coors.). Biodiversity and Management of the Madrean Archipelago: The Sky Islands of Southwestern United States and Northwestern Mexico. September, 19-23, 1994. Tucson, AZ. USDA Forest Service General Technical Report RMGTR- 264, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. Fort Collins, CO. p:19-27.

Cerano-Paredes, J., J. Villanueva-Díaz, P. Z. Fulé, J.G.A. Ávila, I.S. Cohen and R.D.V. Cepeda. 2009. Reconstrucción de 350 años de precipitación para el suroeste de Chihuahua, México. Madera y Bosques 15(2):27-44.

Cleveland M.K., D.W. Stahle, M.D. Therrell, J. Villanueva-Diaz and B.T. Burns. 2003. Tree-ring reconstructed Winter precipitation and tropical teleconnections in Durango, Mexico. Climatic Change 59:369-388.

Cook E.R. and K. Peters. 1981. The smoothing spline: a new approach to standardizing forest interior tree-ring width series for dendroclimatic studies. Tree-Ring Bulletin 41:45-53

Cortés-Montaño, C. and Cruz Gaistardo, O. (in press) Suelos de la Sierra Tarahumara. *In*: Lavín Murcio, P.A., ed. Biodiversidad del Estado de Chihuahua Parte I: Sierra Tarahumara. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez.

Díaz, S.C., M.D. Therrell, D.W. Stahle and, M.K. Cleaveland. 2002. Chihuahua Mexico winter-spring precipitation reconstructed from tree rings, 1647-1992. Climate Research 22:237-244.

ERIC II. 2000. Instituto Mexicano de Tecnología del agua. Extractor Rápido de Información Climatológia.

Farjon, A., y B. T. Styles. 1997. Flora Neotropica. *Pinus* (Pinaceae). New York Botanical Garden, NY.

Florescano, E.M y S. Swan. 1995. Breve historia de la sequía en México. Universidad Veracruzana. México. 246 pp.

Fritts, H.C. 1976. Tree rings and climate. Academic Press, London.

Fule, P. Z. and W. Covington. 1997. Fire regimes and forest structure in the Sierra Madre Occidental, Durango, Mexico. Atca Botanica Mexicana 41:43-79.

Fulé, P. Z., J. Villanueva–Díaz and M. Ramos–Gómez. 2005. Fire regime in

a conservation reserve in Chihuahua, Mexico. Canadian Journal of Forest Research 35: 320 – 330.

González-Elizondo M., E. Jurado, J. Navar, M.S. González-Elizondo, J. Villanueva, O. Aguirre, J. Jiménez. 2005. Tree rings and climate relationships for Douglas-fir chronologies from the Sierra Madre Occidental, Mexico: A 1681-2001 rain reconstruction. Forest Ecology and Management 213:39-53.

Grissino-Mayer, H. D. 2001. Evaluating cross dating accuracy: a manual and tutorial for the computer program COFECHA. Tree-Ring Research 57:205-221

Heyerdahl, E.K. and E. Alvarado. 2003. Influence of climate and land-use on historical surface fires in pine–oak forests, Sierra Madre Occidental, Mexico. *In*: T.T. Veblen, W.L. Baker, G. Montenegro, and T.W. Swetnam, eds. Fire and climatic change in temperate ecosystems of the western Americas. Springer-Verlag, New York. pp:196-217.

Holmes, R., R. Adams and H. Fritts. 1986. Quality control of cross dating and measuring: a user's manual for program cofecha. Tree-ring chronologies of western North America: California, eastern Oregon and northern Great Basin. p:41-49. Laboratory of Tree-Ring Research, University of Arizona, Tucson, AZ.

Lammertink, J.M., J.A. Rojas-Tomé, F. Casillas-Orona and R. Otto.1996. Status and conservation of old-growth forests and endemic birds in the pine–oak zone of the Sierra Madre Occidental, Mexico. Unpublished report. Available from Institute for Systematics and Population Biology, University of Amsterdam, Netherlands.

McCune, B. 1988. Ecological diversity in North American pines. American Journal of Botany 75(3):353-368.

Magaña, V.O., J.L. Vasquez, J.L. Pérez and J.B. Pérez. 2002. Impact of El Niño on precipitation in Mexico. Geofísica Internacional 42:313.

Rigling, A., P.O. Waldner, T. Foster, O.U. Braker and A. Poutu. 2001. Ecological Interpretation of tree ring width and interaannual density fluctuation in *Pinus sylvestris* on dry sites in the central Alps and Siberia. Canadian Journal of Forest Research 31:18-31.

Rosenzweig, C., G. Casassa, F.J. Karoly, A. Imeson, C. Liu, A. Menzel, S. Rawlins, T.L. Root, B. Seguin, P. Tryjanowski, 2007. Assessment of observed changes and responses in natural and managed systems. *In*: M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson, eds. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, UK, 79-131.

Spellenberg R, T. Lebgue and R. Corral-Díaz. 1996. A specimen based, annotated checklist of the vascular plants of Parque Nacional "Cascada de Basaseachi" and adjacent areas, Chihuahua, Mexico. Instituto de Biología. 64 p.

Stahle, D.W. and M.K. Cleveland. 1993. Southern oscillation extremes reconstructed from tree rings of the Sierra Madre Occidental and southern Great Plains. Journal of Climate 6:129-140.

Stokes, M.A. and T.L. Smiley. 1968. An introduction to tree-ring dating. University of Chicago Press, Chicago.

Therrell, M.D. 2005. Tree rings and 'El Año del Hambre' in Mexico. Dendrocronología 22:203-207.

Timmerman, A., J. Oberhuber, A. Bacher, M. Esch. M. Latif and E. Roeckner. 1999. Increased El Niño Frequency in a climate model forced by future greenhouse warming, Nature 398: 694-697.

Timmerman, A.J., A. Valero, J. Schipper, T. Allnutt and C. Burdette. 2001. Terrestrial Ecoregions: Sierra Madre pine-oak forests. World Wildlife Fund. Found 11/3/08 from: http://www.worldwildlife.org/wildworld/profiles/terrestrial/na/na0302_full.html.

Uchytil, RJ. 1991. *Pseudotsuga menziesii* var. *menziesii*. *In*: Fire Effects Information System, [Online]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer). Available: http://www.fs.fed.us/database/feis/ [Cited 2009, December 15].

Valero, A., J. Schipper, T. Allnutt and C. Burdette. 2001. Terrestrial Ecoregions: Sierra Madre pine-oak forests. World Wildlife Fund. Found 11/3/08 from http://www.worldwildlife.org/wildworld/profiles/terrestrial/na/na0302_full.html.

Villanueva-Díaz, J., D.W. Stahle, B.H. Luckman, J. Cerano-Padres, M.D. Therrell, M.K. Cleveland and E. Cornejo-Oviedo. 2007. Winter-spring precipitation reconstructions from tree rings in northeast Mexico. Climactic Change 83:117-131.

Villanueva-Díaz, J. and G. R. McPherson. 1996. Reconstruction of precipitation and PDSI from tree-ring chronologies developed in mountains of New Mexico, USA and Sonora, Mexico. Ariz-Nev Acad Sci Hydrol Sect 26:45-54.

Villanueva-Díaz, J., D.W. Stahle, B.H. Luckman, J. Cerano-Paredes, M. D. Therrell, M.K. Cleaveland and E. Cornejo-Oviedo. 2007. Winter-spring reconstructions from tree rings from northeast Mexico. Climatic Change 83:117-131.

Villanueva-Díaz, J.; J. Cerano-Paredes; V. Constante-García; P. Z. Fulé y E. Cornejo-Oviedo. 2009. Variabilidad hidroclimática histórica de la Sierra de Zapalinamé y disponibilidad de recursos hídricos para Saltillo, Coahuila. Madera y Bosques 15(3): 45-64.

Wigley, T., K. Briffa and P. Jones. 1984. On the average value of correlated time series, with applications in dendroclimatology and hydrometeorology. Journal of Climate Applied Meteorology 23:201-213.

Yocom, L.L., P.Z. Fulé, P.M. Brown, D.A. Falk, J. Villanueva Díaz, J. Cerano, E. Cornejo-Oviedo and C. Cortés Montaño. Unpublished data. Fire history in a pine-oak forest in Basaseachi National Park, northwestern Mexico. Northern Arizona University.

Manuscrito recibido el 13 de abril de 2010.
Aceptado el 10 de enero de 2013.

Este documento se debe citar como:
Irby, C.M., P.Z. Fulé, L.L. Yocom y J.Villanueva Díaz. 2013. Dendrochronological reconstruction of long-term precipitation patterns in Basaseachi National Park, Chihuahua, Mexico. Madera y Bosques 19(1):93-105.

**MADERA Y BOSQUES Vol. 19 Núm. 1**
Se terminó de imprimir en el mes de abril de 2013
en los talleres de Tavera Hermanos, S.A. de C.V.
Av. Lázaro Cárdenas 3052. Col. Chapultepec Sur.
CP 58260, Morelia, Michoacán.

La edición consta de 300 ejemplares
más sobrantes para reposición.



Madera y Bosques 19(1), 2013

# CONTENIDO